

HIZUMI LUA SARTI SEÓ

**Avaliação do Ciclo de Vida e Estoque de Carbono da  
Produção Leiteira em Pastoreio Racional Voisin**

Dissertação apresentada como  
requisito parcial à obtenção do título de  
Mestre em Agroecossistemas, Programa  
de Pós-Graduação em Agroecossistemas,  
Centro de Ciências Agrárias,  
Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientador: Prof. PhD Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho

Co-orientadora: Doutora Cristiane Maria de Léis

FLORIANÓPOLIS  
2015

Seó, Hizumi Lua Sarti

Avaliação do Ciclo de Vida e Estoque de Carbono da Produção Leiteira em Pastoreio Racional Voisin / Hizumi Lua Sarti Seó ; orientador, Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho ; coorientadora, Cristiane Maria de Léis. - Florianópolis, SC, 2015.

134 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas.

Inclui referências

1. Agroecossistemas. 2. impacto ambiental. 3. leite. 4. carbono orgânico. I. Machado Filho, Luiz Carlos Pinheiro. II. Léis, Cristiane Maria de. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. IV. Título.

# **“Avaliação do ciclo de vida e estoque de carbono da Produção de leite em Pastoreio Racional Voisin”**

*Por*

**Hizumi Lua Sarti Seó**

Dissertação julgada adequada, em 27 de fevereiro de 2015, e aprovada em sua forma final, pelo Orientador e Membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de Mestre em Agroecossistemas. Área de Concentração Agroecologia, no Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias/UFSC.

  
Prof. Dr. Ademir Antonio Cazella (Coordenador do Programa)

**Banca Examinadora:**

  
Dr. Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho, (Presidente /Orientador)

  
Dr. Abdou Luiz Schmitt Filho (Titular/PGA-CCA)

  
Drª Maria José Hötzel (Titular Externo/PGA-CCA)

  
Dr. Vamfison Prudêncio da Silva (Titular Externo/EPAGRI)

**Candidata ao título:**

  
Hizumi Lua Sarti Seó

Florianópolis, 27 de fevereiro de 2015



## *Agradecimentos*

Primeiramente quero agradecer à família. Com certeza as boas sementes que eu semear são frutos do que vocês plantaram. Reconheço quão afortunada sou por ter mais pais do que o normal. Não há palavras suficientes para agradecer aos meus pais e mães que tanto amo, por serem meu esteio: Inês Sarti e Edson Hiroshi Seó, Edison Saraiva e Ana Beatriz Guedes Neves, Paulo Afonso e Léa Condé, pelo carinho e acolhimento na hora mais precisa. Meu reconhecimento e gratidão à minha tia Sathie Seó pela dedicação à família. À Sandra Mantelli pela amizade e suporte. Agradecimento às irmãs, por me fazer saber que não estou sozinha, pelos banhos de mar e rio de água gelada e banhos de lama: Clara, Nalini e Aishá Seó, Clariana, Paula e Camila Condé. Iara e Jane e Júlia Mantelli. Aos irmãos: Minoro e Rudhá Seó, e Gabriel Condé. Ao cunhado, Pedro Ferraz, que me auxiliou com as traduções.

Agradeço ao companheirismo, carinho e paciência de Leonardo Moura que me auxiliou a me manter firme para concluir este trabalho. Agradeço aos amigos e familiares e crianças de Brasília e Florianópolis que me fortalecem a esperança. Agradeço aos amigos do Francis pelas boas lembranças.

Agradeço aos meus professores e amigos que auxiliaram na construção desse trabalho: Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho, por me orientar, Cristiane Léis, pela co-orientação, Vamilson pelo auxílio, Adenor, Frosi, Cristina, Ruã, Clarissa, José, Cadu, Maria José, Gabriela Bica e a todos os colegas do Laboratório de Etologia Aplicada e Bem-Estar. Agradeço à equipe do Laboratório de Solos da UFSC pela disponibilidade. Agradeço ao Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) da UFSC por disponibilizar o software. Um agradecimento especial a Daniel Brugnara, Rodolfo Assis, Ivone de Bem, professor Arcangelo, pela parceria e força para dar conta do trabalho. Agradeço à CAPES e ao CNPq por financiar a pesquisa e meus estudos.

Agradeço aos agricultores do Extremo Oeste pela confiança e oportunidade. Esse trabalho é dedicado aos plantadores do nosso alimento e matéria-prima. Sou grata ao Grande Arquiteto do Universo por toda as coincidências.

A todos esses que de uma forma autêntica me auxiliaram a chegar aqui hoje: esse trabalho é dedicado a nós!



*“O homem é um ser que vem sendo servido, nutrido pela natureza na plenitude de seus reinos mineral, vegetal e animal. Na pureza e transparência da água que mantém a vida, nos mistérios das árvores e plantas que, pela fotossíntese, ensinam-nos a receber a luz do sol e transmutá-la; nas múltiplas espécies de nosso reino animal, a natureza nos dá de si para que possamos viver.*

*Uma compreensão distorcida dessa generosidade, fruto da arrogância e presunção, levou o homem moderno a ver a natureza como subalterna, e a perceber a sua humanidade na razão direta da capacidade de dominar a Ela e aos outros homens. Na esteira deste impulso, a Natureza é tratada como um objeto a ser manipulado em função da ganância dos homens (...)*

*(...) Para nós, a Natureza serve e atende ao homem porque lhe é superior. (...) O reconhecimento disto vem junto com um processo de autotransformação do ser humano, na busca de sua verdadeira essência e de sua autêntica vocação (...) O homem a destrói na proporção direta em que esquece o verdadeiro sentido de sua humanidade. Redimensionar a relação da civilização com a natureza está no centro da mudança necessária à permanência da vida na Terra. Entendemos assim que o trabalho ecológico tem seu centro no redimensionamento da relação Homem/Natureza.”*

Fonte: Carta de Princípios – Associação Novo Encanto.

*“Pois nada muda se você não mudar.”*  
Edson Hiroshi Seó





## Resumo

Neste trabalho avaliou-se o desempenho ambiental do sistema de manejo Pastoreio Racional Voisin (PRV). Para tanto, estimou-se o estoque de carbono neste sistema e comparou-se ao sistema de plantio direto (SPD) de milho em sucessão com consórcio de azevém e aveia. Durante a produção de leite, ocorre a emissão de poluentes ao ambiente. Assim, quantificou-se o potencial de impactos do PRV por meio do método da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A unidade funcional foi a produção de 1 kg de leite corrigido pela energia em sistema PRV, do berço ao portão da propriedade. O estoque de carbono no solo em PRV ( $115,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) foi maior que em SPD ( $92,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) ( $p=0,004$ ) até os 40 cm de profundidade. Contabilizando-se a parte aérea e biomassa de raízes (0 a 40 cm), o estoque em PRV foi de  $121,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , onde, deste total, 94,5% era matéria orgânica do solo. Os resultados da ACV apontam o potencial de impactos em PRV de  $1,2 \text{ kg CO}_2$ ,  $3,03 \text{ g SO}_2$ ,  $7,71 \times 10^{-2} \text{ g P eq}$ ,  $6,72 \times 10^{-1} \text{ g N eq}$ ,  $1,64 \times 10^{-1} \text{ m}^2 \cdot \text{ano}$  e  $1,47 \text{ MJ}$ , para mudança climática, acidificação, eutrofização de águas doces, eutrofização marinha, ocupação da terra e demanda de energia, respectivamente, por kg de leite produzido. Na análise de entrada de insumos, observou-se que o uso de ração não representa uma estratégia de redução dos impactos, de acordo com a metodologia adotada. O uso de fertilizantes apresentou um conflito entre o potencial de mudança climática e as outras categorias, razão pela qual a mudança climática não deve ser considerada sozinha em avaliações de impacto ambiental. O PRV apresentou menor potencial de impacto para acidificação, eutrofização e uso da terra, que todos os outros sistemas de produção de leite encontrados na literatura dos últimos seis anos. Os pontos críticos da produção de leite em PRV são os grãos da ração e os fertilizantes utilizados na produção de grãos, silagem e pastagem. A pastagem sob PRV e a lavoura de silagem não apresentaram-se como pontos críticos na ACV. No entanto, observa-se que a produção de alimentos para os animais em PRV pode contribuir com maior estocagem de C no solo que a produção de alimento em SPD. Esses resultados indicam o potencial do PRV em contribuir para reduzir a emissão de gases de efeito estufa pela provisão de estocagem de carbono no solo.



# Abstract

This study aimed to evaluate the environmental performance of the management system Voisin Rational Grazing (VRG). For that purpose, the carbon stock in this system was estimated and compared to other land use on the same farm, in this case, the maize cropland in succession with ryegrass and oats consortium in no-tillage system (NT). Pollutants are emitted to the environment while producing milk. Therefore, the potential of impacts of VRG system was quantified using the method of Life Cycle Assessment (LCA). The functional unit was producing 1 kg energy corrected milk (ECM) in VRG system, from cradle to the gate of the farm. Soil carbon stock in VRG (115.9 Mg C ha<sup>-1</sup>) was higher than in NT (92.5 Mg C ha<sup>-1</sup>) ( $p = 0.004$ ) up to 40 cm deep. Counting up the shoot and root biomass (0-40 cm), the VRG stock was 121.7 Mg C ha<sup>-1</sup>, out of which, 94.5% was organic matter in the soil. LCA results showed the potential of impact in VRG system of 1.2 kg CO<sub>2</sub>, 3.03 g SO<sub>2</sub>,  $7.71 \times 10^{-2}$  g P eq,  $6.72 \times 10^{-1}$  g N eq,  $1.64 \times 10^{-1}$  m<sup>2</sup>.year and 1.47 MJ, for climate change, acidification, fresh water eutrophication, marine eutrophication, land occupation and energy demand, respectively, per kg of produced milk. In the input entry analysis, it was observed that the use of grains for concentrate does not represent a strategy to reduce the impacts, in accordance with the adopted methodology. The use of fertilizers showed a conflict between climate change potential and the other categories, reason why climate change should not be considered by itself in environmental impact assessments. VRG showed lower potential of impact to acidification, eutrophication and land use than any other production system found in literature in the last six years. The critical points of milk production in VRG are the feed grains from concentrate and fertilizers used in the production of grain, silage and pasture. Grassland under VRG management and silage NT cropland were not critical points in LCA. However, the production of animal feed in VRG grassland can provide greater C storage in soil than that in NT cropland. Not only does the VRG system represent a possibility of milk production with lower potential environmental impacts but it also helps to reduce the effects of climate change through provision of carbon storage in soil.



## Lista de figuras

Figura 1. Estrutura da ACV e suas quatro fases.....	33
Figura 2. Ranking dos estudos de Avaliação do Ciclo de Vida da pecuária em bovinocultura leiteira.....	68
Figura 3. Localização das propriedades.....	75
Figura 4. Distribuição de biomassa do verão e inverno em pastagem na parte aérea e raízes.....	80
Figura 5. Distribuição de carbono orgânico do solo de acordo com a profundidade para o manejo PRV sobre a pastagem e para lavoura em Sistema de Plantio Direto.....	81
Figura 3. Fronteiras do sistema do "berço ao portão" .....	90



## Lista de tabelas

Tabela 1. Pesquisas de Avaliação do Ciclo de Vida na produção de leite e derivados no período de 2008 a 2014.....	38
Tabela 2. Características dos usos da terra nas propriedades onde estimou-se o estoque de carbono.. .....	76
Tabela 3. Média do estoque de carbono na pastagem sob Pastoreio Racional Voisin em cada compartimento.....	79
Tabela 3. Dados médios e erro padrão das propriedades em sistema de Pastoreio Racional Voisin selecionadas. ....	88
Tabela 4. Categorias de impacto e respectivas unidades, principais elementos contribuidores, fatores de caracterização e referências.....	93
Tabela 5. Resultado da avaliação de impacto associado à produção de 1 kg ECM em sistema de PRV.....	95
Tabela 6. Resultado da análise de sensibilidade dos cenários de propriedades que usava-se ração e sem ração. ....	97
Tabela 7. Resultado da análise de sensibilidade das propriedades agrupadas em com ou sem fertilizantes sintéticos.....	98
Tabela 8. Comparação do potencial de impacto em Pastoreio Racional Voisin com os demais sistemas de manejo. ....	104





# Lista de abreviaturas e siglas

ACV: Avaliação do Ciclo de Vida

AICV: Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

C: Carbono

CH<sub>4</sub>: Metano

CML: *Center of Environmental Science of Leiden University in The Netherlands* (método de avaliação da ACV)

CO<sub>2</sub>: Gás carbônico

COS: Carbono orgânico do solo

Ds: Densidade do solo

ECM: *Energy Corrected Milk* (leite corrigido pela energia)

EP: Erro Padrão

eq: Potencial equivalente

FPCM: *Fat Protein Corrected Milk*

GEE: Gases do Efeito Estufa

Gt: Gigatonelada, equivalente a 1 bilhão de toneladas

GWP: *Global Warming Potential* (Potencial de Mudança Climática)

h: Hora

ha: Hectare

ICV: Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida

IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate Change International*

ISO: *International Organization Standardization*

L: Litro

Mg: Megagrama, 10<sup>6</sup> g, equivalente a 1000 kg

MJ: Megajoule

MO: Matéria Orgânica

MOS: Matéria Orgânica do Solo

MS: Matéria Seca

Mton: Megatonelada, equivalente a 1 milhão de toneladas

N: Nitrogênio

N<sub>2</sub>O: Óxido Nitroso

NH<sub>x</sub>: Compostos de nitrogênio reduzido (exemplo: amônia e amônio)

NO<sub>x</sub>: Óxidos de nitrogênio (exemplo: nitrato e nitrito)

P: fósforo

PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>: Fosfato

PRV: Pastoreio Racional Voisin

ReCiPe: método de avaliação da ACV criado pelo grupo PRé Consultants, RIVM, CML, Radboud Universiteit Nijmegen e CE Delft.

SO<sub>2</sub>: Dióxido sulfúrico

SPD: Sistema de Plantio Direto

t: Tonelada

UA: Unidade Animal, equivalente ao peso vivo de 450 kg

UF: Unidade Funcional

# Sumário

<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>21</b>
<b>1.1 OBJETIVOS</b>	<b>23</b>
1.1.1 OBJETIVO GERAL	23
1.1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
<b>1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>24</b>
1.2.1 PASTOREIO RACIONAL VOISIN	24
1.2.2 ESTOQUE DE CARBONO	30
1.2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	33
1.2.3.1 Objetivo e Escopo	33
1.2.3.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	35
1.2.3.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)	35
1.2.3.4 Interpretação	36
1.2.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NA BOVINOCULTURA LEITEIRA	37
1.2.4.1 Categorias de impacto ambiental abordadas	63
1.2.4.1.1 Potencial de Mudança Climática	63
1.2.4.1.2 Acidificação	64
1.2.4.1.3 Eutrofização	65
1.2.4.1.4 Uso da Terra	66
1.2.4.1.5 Demanda Acumulada de Energia	67
1.2.4.2 Considerações sobre o levantamento da literatura	68
<b>ESTOQUE DE CARBONO EM PASTOREIO RACIONAL VOISIN E SISTEMA PLANTIO DIRETO NO EXTREMO OESTE DE SANTA CATARINA</b>	<b>72</b>
<b>2.1 MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>74</b>
2.1.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	74
2.1.2 AMOSTRAGEM DA PARTE AÉREA	76
2.1.3 AMOSTRAGEM DE RAÍZES	77
2.1.4 AMOSTRAGEM DE SOLO	77
2.1.5 ANÁLISE DOS DADOS	78
<b>2.2 RESULTADOS</b>	<b>78</b>
2.2.1 ESTOQUE DE CARBONO TOTAL NA PASTAGEM SOB PRV	78
2.2.2 PARTE AÉREA	79
2.2.3 RAÍZES	79

2.2.4	ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO NA PASTAGEM SOB PRV E NA LAVOURA EM SPD	81
2.3	DISCUSSÃO	82
2.4	CONCLUSÃO	85

<b><u>AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NA PRODUÇÃO LEITEIRA EM PASTOREIO RACIONAL VOISIN NO EXTREMO OESTE DE SANTA CATARINA</u></b>	<b>86</b>
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------

3.1	MATERIAL E MÉTODOS	87
3.1.1	DADOS	87
3.1.2	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV)	88
3.1.2.1	Objetivo e definição do escopo	89
3.1.2.2	Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)	91
3.1.2.3	Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)	92
3.1.2.4	Interpretação	93
3.1.2.5	Análise da entrada de insumos	93
3.1.2.6	Análise de sensibilidade	94
3.2	RESULTADOS	94
3.2.1	POTENCIAL DE MUDANÇA CLIMÁTICA	96
3.2.2	ACIDIFICAÇÃO	96
3.2.3	EUTROFIZAÇÃO	99
3.2.4	USO DA TERRA	99
3.2.5	DEMANDA ACUMULADA DE ENERGIA	100
3.3	DISCUSSÃO	100
3.3.1	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE	105
3.4	CONCLUSÃO	106

<b><u>CONSIDERAÇÕES FINAIS</u></b>	<b>108</b>
------------------------------------	------------

<b><u>REFERÊNCIAS</u></b>	<b>110</b>
---------------------------	------------

<b><u>ANEXO A- FATORES DE CARACTERIZAÇÃO</u></b>	<b>136</b>
--------------------------------------------------	------------

# Capítulo 1

## Introdução

O setor pecuário enfrenta o difícil desafio de reduzir os impactos ambientais enquanto responde a uma demanda crescente de produtos de origem animal, com previsão de aumento de 70% em 2050, quando comparado com 2005, como resultado do aumento populacional (GERBER et al., 2013). O Brasil se comprometeu em reduzir as emissões de poluentes e adotar práticas de mitigação no setor pecuário, como parte do Acordo de Copenhagen, investindo R\$ 197 bilhões no Programa para a Redução da Emissão de Gases de Efeito Estufa na Agricultura, o Programa ABC.

Este programa fornece uma linha de crédito para financiar práticas de mitigação, como reduzir desflorestamento da Amazônia e Cerrado, plantio direto e fixação biológica de nitrogênio (N), até 2020 (GERBER et al., 2013). Logo, os impactos ambientais estão no foco das principais políticas governamentais, o que tem acirrado as leis ambientais. Dessa forma, faz-se necessário novas técnicas que consigam melhorar a produtividade, reduzindo o uso de terra, protegendo os ecossistemas e seus organismos, gerando o menor uso da energia fóssil e reduzindo possíveis impactos ambientais.

Considerado uma tecnologia de baixo impacto, o Pastoreio Racional Voisin (PRV) é um sistema agroecológico de manejo de pastagens, baseado na aplicação das quatro leis universais do pastoreio racional (VOISIN, 1974), através da divisão de área e do uso das parcelas em rotação. A esse sistema tem sido agregado um conjunto de técnicas que são adotadas em diferentes níveis pelos agricultores, como: a perenização e uso do período de repouso variável da pastagem (a pastagem é dividida), a diversificação de espécies forrageiras, introdução de bebedouros e árvores em todos piquetes, a não utilização de agrotóxicos, a redução ou dispensa do uso de fertilizantes, o não

revolvimento do solo, não uso do fogo (MACHADO, 2010) e o efeito do rebanho (SAVORY; BUTTERFIELD, 1999).

Em 2013, a FAO emitiu um relatório intitulado “Combater a mudança climática através da pecuária: uma avaliação global das emissões e oportunidades de mitigação” (GERBER et al., 2013). Neste relatório, os pontos chave apontados para redução das emissões são tecnologias e práticas que melhorem a qualidade e balanço nutricional da alimentação animal de modo a reduzir as emissões entéricas e dos dejetos. Além disso, outro ponto chave para a mitigação é o manejo dos dejetos de modo a aproveitar os nutrientes e a energia contida no estercor.

O PRV engloba alguns pontos chave que atendem a essa demanda, pois a adoção deste sistema de produção pode vir a reduzir o uso de concentrado e de fertilizantes na pastagem, bem como é capaz de fornecer a forragem de boa digestibilidade entérica, ao mesmo tempo que aproveita o nitrogênio e a matéria orgânica dos dejetos. Entender sobre os impactos ambientais deste sistema complexo pode ser uma chave para saber se é possível produzir carne e leite bovinos com menor impacto que os sistemas vigentes, e logo, desconstruir a imagem da pecuária a base de pasto como grande vilã da agricultura, como observado por alguns autores (STEINFELD et al., 2006).

Estudos que avaliam o ciclo de vida do produto são ferramentas para quantificar o potencial de impacto dos processos envolvidos nas diversas etapas do ciclo de vida. O método da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é usado para analisar o desempenho ambiental da agricultura por meio de modelos matemáticos. Na maioria dos estudos de ACV para a pecuária, a criação de bovinos a base de pasto tem maior potencial de impacto que a confinada, principalmente no quesito potencial de mudança climática (Tabela 1). A criação animal confinada é similar à indústria: a maior parte do ciclo de vida ocorre dentro de galpões, em um pequeno espaço, e há maior controle da produção. Por outro lado, a criação a base de pasto é distinta, pois ela ocorre dentro de um agroecossistema, que é um sistema mais aberto (MACHADO FILHO, LUIZ CARLOS MACHADO; HÖTZEL; KOPPANY, 2007) que a indústria, onde propriedades emergentes (MORIN, 2003) surgem das relações entre os inúmeros elementos deste sistema.

Uma dessas propriedades emergentes do sistema é o sequestro e estoque do carbono (C) no sistema. Raramente contabiliza-se em ACV esta absorção de CO<sub>2</sub> (MOGENSEN et al., 2014; PETERSEN et al., 2013) e o serviço ambiental, que reduz o potencial de mudança

climática proveniente dos sistemas a base de pasto, embora em alguns estudos de ACV e métodos de avaliação de impacto, isso já seja considerado (GOEDKOOOP et al., 2013a). Assim, ao avaliar um agroecossistema é interessante considerar não apenas a emissões pela ACV, mas também avaliar o estoque de C, assim como outros serviços ambientais que podem emergir das relações entre os elementos do sistema.

Como resultado do alto índice de fotossíntese e retorno de resíduos, o PRV pode ser uma ferramenta de aumento das reservas de carbono no solo, o que pode contribuir para reduzir os efeitos da mudança climática (MACHADO; MACHADO FILHO, 2014). Portanto, o intuito desta dissertação foi avaliar o desempenho ambiental da produção de leite em PRV por meio da ACV e estimar o estoque de C nesse sistema. Com o intuito de obter um parâmetro para comparação do estoque de C, estimou-se o estoque de C no solo de outro uso da terra na mesma propriedade, no caso, a lavoura de milho em sistema de plantio direto (SPD).

Assim, neste primeiro capítulo, além dos objetivos, serão revisados da literatura os três tópicos que se interrelacionam neste trabalho: o PRV, o estoque de C e a ACV. Além disso, será revisada a literatura de estudos de ACV de leite dos últimos seis anos. Em seguida, no capítulo 2, será abordado o estoque de C em PRV e como os elementos deste sistema contribuem para esse serviço ambiental de manter o C fora da atmosfera. No capítulo 3, serão estimados por meio da ACV os valores potenciais de impacto ambiental relacionados ao PRV, inclusive as emissões de CO<sub>2</sub> equivalentes ligadas ao potencial de mudança climática. No capítulo 4, serão apresentadas as considerações finais.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Objetivo geral**

Avaliar o desempenho ambiental do PRV em propriedades leiteiras no Extremo Oeste de Santa Catarina.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

- Avaliar o potencial de impactos ambientais e os pontos críticos associados à produção leiteira de 1 kg de leite corrigido pela energia em sistema de manejo PRV com a abordagem da ACV;
- Caracterizar o estoque de carbono (C) no sistema planta-solo da pastagem sob PRV;
- Comparar os estoques de C orgânico do solo em pastagem sob PRV com outro uso da terra na mesma propriedade, no caso, a lavoura sob plantio direto.

## **1.2 Revisão Bibliográfica**

Nas seções seguintes será abordado o conceito e o método que envolve o PRV e a ACV. Antes de entender como é realizada a ACV, é preciso primeiro compreender como é realizado o manejo em PRV e porque este pode ser um sistema de menor impacto ambiental e uma ferramenta para aumentar o estoque de carbono no sistema. Sob o mesmo ponto de vista, será primeiramente abordado o estoque de C em PRV, no capítulo 2, e em seguida, será desenvolvida a Avaliação do Ciclo de Vida da produção de leite em PRV no capítulo 3.

### **1.2.1 Pastoreio Racional Voisin**

O Pastoreio Racional Voisin (PRV), é um sistema de produção animal à base de pasto, que consiste no manejo racional da pastagem dividida em parcelas. É considerado uma tecnologia de base agroecológica (MACHADO, 2010) que procura atender a dinâmica da energia no agroecossistema pecuário de modo a melhorar a eficiência do processo de transformação de energia solar em energia química, em forma de pasto.

Uma das bases do PRV é a dinâmica da vida no solo, conhecida como biocenose. É por isso que fertilizantes e ectoparasitocidas sintéticos, agrotóxicos e técnicas como a reforma de pasto - através da



aração ou subsolagem - são desaprovados para o PRV (MACHADO; MACHADO FILHO, 2014; MACHADO, 2010), pois rompem com o equilíbrio natural do ciclo de nutrientes e a estrutura do solo, e danificam a vida do solo. O objetivo do PRV é melhorar a pastagem através de técnicas de baixo uso de insumos de fontes fósseis, custo reduzido e que dinamizem a biota do solo, como a sobre semeadura (VINCENZI, 1997) e o plantio no esterco.

O'Brien et al. (2012) destacam o uso de fertilizante sintético para a produção de concentrado e forragem como a principal causa dos impactos na atividade leiteira, em estudos realizados nos EUA. Apesar do uso de fertilizante aumentar a produção de pasto e leite por hectare, também ocorre um aumento significativo das emissões de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), o que agravou os impactos provocados pela produção a base de pasto na Nova Zelândia (BASSET-MENS; LEDGARD; BOYES, 2009).

Apesar de alguns produtores ainda usarem fertilizantes sintéticos devido à flutuação estacional da produção de pastagem, em pastagens sob PRV bem manejadas é possível dispensar o uso destes como consequência do aumento da matéria orgânica no solo, que ocorre lentamente. O aumento da matéria orgânica, ou seja, carbono orgânico estocado no solo, é uma das mudanças que ocorrem no sistema, tanto pelos ciclos de alto desenvolvimento e decomposição de raízes e área foliar da pastagem, quanto pelo aporte de esterco e urina das altas cargas instantâneas, um dos efeitos do rebanho (SAVORY; BUTTERFIELD, 1999). A matéria orgânica é o catalizador da biocenose (MACHADO, 2010), a qual proporciona as melhorias nos atributos físicos e químicos do solo, ou seja, na desejada qualidade do solo.

Como efeito disso, além de reduzir a necessidade de concentrado, é possível reduzir o uso de fertilizantes na pastagem (SOUZA; RIBAS, 2011), uma vez que, ao invés de aumentar a disponibilidade instantânea de nutrientes, melhora-se a ciclagem de nutrientes no sistema e a produtividade do pasto. Os dejetos nada mais são do que frações não digeridas da forragem, uma variada população microbiana e água (ERPEN, 2004). Ou seja, quando colocados em quantidades, condições e locais adequados tornam-se nutrientes, e do contrário, são resíduos em potencial.

O manejo no ponto ótimo de repouso procura conciliar que na mesma planta seja encontrada a máxima produtividade do pasto por unidade de tempo e também o momento de maior acumulação de proteína, energia e matéria orgânica digestível por unidade de tempo e

por área (MACHADO FILHO, 2011). O tempo ótimo de repouso é o momento onde a aceleração da curva de crescimento (curva sigmóide) é igual a zero. Este momento pode ser identificado pelas folhas dobrando-se sobre seu próprio peso, a senescência das primeiras folhas basais e o aparecimento da folha bandeira (início do florescimento) em aproximadamente 10% (gramíneas) das plantas (MACHADO FILHO, 2011). Nas leguminosas, observa-se o florescimento de 20% das plantas.

Ultrapassado este limite, a planta direciona as energias para a fase reprodutiva, como florescimento e produção de sementes. À sequência da fase de senescência ocorre o aumento do conteúdo de parede celular, e consequentemente, a pastagem torna-se mais fibrosa e a digestão entérica deste material é mais propensa à produção de metano em altas quantidades.

A qualidade da alimentação animal é o fator condicionante da condição ruminal que influencia o potencial de emissão de gás metano ( $\text{CH}_4$ ), um dos fatores de impacto para a categoria de aquecimento global (IPCC, 2006a). Durante a digestão entérica, o processo de fermentação microbiana quebra o carboidrato em moléculas simples digestíveis pelos animais. O metano é um co-produto dessa digestão (GERBER et al., 2013). Alimentos muito fibrosos, como pastagens mal manejadas, promovem condições de menor rapidez da digestão entérica, devido a menor disponibilidade de carboidratos solúveis. Em contraste, alimentos concentrados em amido e sacarose, como a ração, são digeridos em maior velocidade (THOMASSEN et al., 2008a), aumentam a acidez ruminal, e logo, reduzem a emissão de metano por unidade animal.

Os dejetos são uma fonte de emissões de metano, óxido nitroso, gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) (ROTZ; MONTES; CHIANESE, 2010) e amônia (O'BRIEN et al., 2012). Grande parte das emissões ocorrem durante o armazenamento e o manejo dos dejetos em condições de anaerobiose, quando o material orgânico é decomposto em  $\text{CH}_4$  e  $\text{NH}_3$ . Posteriormente, a amônia ainda pode ser transformada em  $\text{N}_2\text{O}$ . Estes processos ocorrem principalmente quando o esterco é manejado na forma líquida, como em esterqueiras. No entanto, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  também podem ocorrer da deposição direta do bolo fecal sobre o pasto ou durante o manejo e aplicação do esterco na lavoura (GERBER et al., 2013).

No PRV, recomenda-se que os animais sejam retirados da pastagem apenas no momento da ordenha. Quando necessário, convém

que o fornecimento de silagem e concentrado seja realizado diretamente na pastagem, sobre o pasto embaixo da cerca (MACHADO, 2010). Assim, o manejo do dejetos em PRV é a aplicação direta da urina e do esterco sólido pelo próprio animal. Os dejetos fora do pasto serão em pouca quantidade, apenas aqueles do momento da ordenha, que podem ser armazenados até o momento de utilização na lavoura ou na pastagem.

No pastoreio contínuo a decisão de como se alimentar é do animal, no racional é do homem (VOISIN, 1961), ou seja, o homem é quem deve orientar o encontro do animal com o pasto, permitindo satisfazer as exigências do animal e do pasto. O circuito de ocupação pelo gado não é linear, e logo não se encaixa nos modelos convencionais, pois é a partir da observação da natureza que o homem decidirá o melhor manejo a conduzir os animais, de forma que se adeque às quatro Leis Universais do PRV, formuladas por André Voisin (1961):

#### Primeira lei: Lei do repouso

“Antes que o pasto, cortado pelo dente do animal, possa atingir sua produtividade máxima, é preciso que tenha passado um tempo suficiente entre dois cortes sucessivos que permita (a) a acumulação de reservas necessárias nas raízes da planta para um rebrote vigoroso; (b) e para que produza a labareda de crescimento.” O momento ideal de corte é chamado de tempo ótimo de repouso.

Corolário: o período entre os cortes sucessivos variam de acordo com condições climáticas e fatores ambientais.

#### Segunda lei: Lei da ocupação

“O tempo de ocupação de uma parcela deve ser curto o suficiente para que o pasto cortado no primeiro dia (ou no começo) da ocupação, não seja cortado novamente pelos dentes destes animais antes que estes deixem a parcela.”

#### Terceira lei: Lei dos rendimentos máximos

“Os animais com maiores exigências nutricionais devem ser auxiliados a colher a maior quantidade de pasto da melhor qualidade possível.”

#### Quarta lei: Lei dos rendimentos regulares

“A vaca não deve permanecer mais do que três dias na mesma parcela para que esta possa fornecer rendimentos regulares. Os rendimentos serão máximos, se a vaca permanecer em uma parcela por apenas um dia.”

O ato inicial do PRV no sistema de pastagem é a divisão da área em parcelas de produção equivalente de pasto de modo que o número de parcelas seja suficiente para que o retorno dos animais a mesma parcela ocorra apenas no tempo ótimo de repouso, o que possibilita o aumento da produção de pasto por hectare, e consequentemente, o aumento da carga animal por unidade de área. Como resultado, este manejo torna exequível o crescimento populacional do rebanho ao longo dos anos com a menor pressão sobre as áreas florestadas e a ascensão da capacidade de suporte da pastagem (MELADO, 2007).

Visando atender a Terceira lei, divide-se o rebanho em lotes de desnate e repasse. O lote de desnate é composto pelos animais mais exigentes e estes pastam a parte mais alta da pastagem, de maior valor nutritivo. O lote de repasse é o lote que rapará a parcela até o ponto conveniente, no chamado pastoreio a fundo ou pastoreio rasante, de modo a não deixar macegas. Do contrário, reduz a capacidade de rebrote e a qualidade nutritiva da pastagem, bem como auxilia no desenvolvimento de parasitas na pastagem (CORDEIRO, 2008). O lote de repasse é quem “empurra” o lote de desnate. O ritmo da troca de poteiros de ambos lotes é realizado quando o rebanho de repasse termina o pastoreio do poteiro onde está (MACHADO, 2010).

O manejo em PRV é facilitado quando os animais não sofrem, por isso além das motivações éticas, morais e legislativas, o fornecimento de água e sombra nos piquetes, instalações adequadas e o manejo sem violência são apenas alguns dos princípios de bem-estar animal recomendados para o sucesso do PRV, pois animais estressados produzem menos e tornam-se indóceis (MACHADO, 2010).

Algumas mudanças no funcionamento do sistema de produção já foram constatadas por pesquisadores como o aumento da produtividade do pasto e do animal, melhoria das condições estruturais do solo que naturalmente beneficiam ciclo da água e dos nutrientes (ERPEN, 2004; MACHADO, 2010; VOISIN, 1961; WENDLING, 2011), menor consumo de insumos externos fósseis e, por isso, aumento da renda líquida do produtor (SOUZA; RIBAS, 2011), aumento da produtividade leiteira (SCHMITT; MURPHY, 2010), melhor digestibilidade da

pastagem (BERTON, 2010) e mudanças de ordem comportamental dos animais (SILVEIRA, 2002).

Diante do cenário mundial de preocupação com os impactos ambientais provocados pela pecuária e da potencial capacidade de redução dos mesmos, justifica-se a pertinência de uma Avaliação do Ciclo de Vida do sistema de produção conhecido como PRV, com o intuito de analisar os impactos potenciais e de identificar as limitações e pontos críticos do PRV, para levantar indagações e propostas para superar os entraves.

Autores que analisaram sistemas convencionais, recomendam o uso de concentrados (CEDERBERG; MATSSON, 2000) ou de aditivos alimentares/suplementos (STEINFELD et al., 2006) para redução das emissões entéricas, sob a argumentação de que forragens têm alto teor de fibra dificultando a digestão. Por outro lado, é possível que em PRV as emissões sejam reduzidas devido à diminuição do uso de concentrado e de fertilizantes na pastagem, fornecimento de forragem de boa digestibilidade entérica e reaproveitamento da matéria orgânica e nitrogênio dos dejetos.

Uma vez que a ACV contabiliza proporcionalmente todas as emissões (diretas e indiretas, além das entradas de matérias-primas) de cada fase da cadeia produtiva, surge a dúvida sobre qual etapa da cadeia produtiva contribui com maior emissões de gases do efeito estufa (GEE): a produção de concentrados, a produção de pastagens ou as emissões entéricas dos animais alimentando-se de forragens/concentrados?

A ACV permite que as substâncias emitidas sejam contabilizadas proporcionalmente à unidade funcional, por exemplo, emissões por litro de leite produzido. Cada sistema de produção de leite terá quantidades diferentes de concentrado e forragens sendo consumidas pelos animais, assim como diferentes formas de manejo do solo, das pastagens e dos dejetos. O que também se pretende nesse trabalho é conhecer os diferentes níveis de emissões das propriedades que produzem leite sob PRV que adotam ou não o uso de fertilizantes e ração utilizando-se do método da ACV.

Além das emissões provenientes da produção de leite neste sistema, um dos objetivos deste estudo foi caracterizar o estoque de C em PRV. O estoque de C no solo e na biomassa da pastagem é um serviço ambiental de manter o C fora da atmosfera, contribuindo para reduzir os efeitos da pecuária sobre o potencial de mudança climática proveniente dos sistemas a base de pasto. Raros estudos contabilizam a

absorção e estoque de C em ACV (MOGENSEN et al., 2014; PETERSEN et al., 2013). Neste estudo, além das emissões da produção de leite em PRV quantificadas pela ACV será estimado o estoque de C no solo na pastagem, de modo a observar o agroecossistema como um sistema biológico e aberto, que contém ciclos e não apenas fluxos de entrada e saída de energia e materiais, como é geralmente observado pela ACV.

### 1.2.2 Estoque de Carbono

Entender o ciclo do carbono (C) e a influência das atividades antrópicas sobre o mesmo é uma importante etapa para desenvolver estratégias com o intuito de reduzir os efeitos da mudança climática. A taxa de aumento de C atmosférico depende principalmente de ações humanas, de interações entre processos climáticos e biogeoquímicos do ciclo de C e de interações entre os principais estoques de C (LAL, 2008). Existem complexas interações entre os cinco principais estoque de C no mundo, sendo eles (em bilhões de toneladas de C): oceano (38.400), reservas fósseis (4.130), solo (2.500), atmosfera (760) e biota (560) (LAL, 2004, 2008). Entre as principais ações humanas que afetam a reserva oceânica estão as perturbações sobre a reserva atmosférica, que é influenciada pela intervenção sobre as reservas fósseis e as reservas do solo.

De acordo com Gatto (2005) existem dois tipos de ciclo do C, um longo e um curto. O ciclo longo é o fluxo de C entre a rocha e o sistema biosfera-hidrosfera-atmosfera-solo, sendo que acontece em escalas geológicas, em milhões de anos. O ciclo curto ocorre em períodos de centenas de anos, entre a atmosfera, os oceanos, a biosfera e o solo. Por meio da agricultura, o homem pode atuar tanto no ciclo longo, através do uso de combustíveis fósseis e fertilizantes sintéticos, por exemplo, quanto no ciclo curto, através do uso de manejo do solo que alteram a entrada e taxa de decomposição dos resíduos orgânicos (GATTO, 2005).

Na reserva do solo, existem duas formas de C, o inorgânico e o orgânico. O C inorgânico é encontrado como C elementar e minerais de carbonato, tais como calcita, dolomita e gesso, os quais são importantes em solos de regiões áridas (LAL, 2008). O C orgânico é encontrado em materiais orgânicos e em partículas como carvão e húmus, entre resíduos de plantas e animais em vários estágios de decomposição,

exsudatos de plantas e micro organismos (LAL, 2008; STOCKMANN et al., 2013). Aproximadamente 58% da Matéria Orgânica do Solo (MOS) é o Carbono Orgânico do Solo (COS) (ou seja, C elementar) (STOCKMANN et al., 2013).

Além do papel de manutenção de C fora da atmosfera, nas reservas do solo, o que contribui para reduzir os efeitos da mudança climática, a MOS atua na fertilidade e biocenose do solo, contribuindo para a qualidade do solo e produtividade da agricultura (JOHNSTON; POULTON; COLEMAN, 2009; MACHADO; MACHADO FILHO, 2014). Johnston, Poulton e Coleman (2009) apontam que a quantidade de MOS no solo depende da entrada de material orgânico no solo e sua taxa de oxidação, a taxa de decomposição da MOS, textura do solo e de fatores climáticos.

A agricultura maneja o sequestro de C por meio da fotossíntese, via seleção de cultivares, fertilização, diversidade de espécies e outros. O C é um elemento essencial constituinte dos seres vivos, inserido na teia trófica, principalmente via fotossíntese, a qual é o elo entre o C atmosférico e o C estocado em seres vivos e resíduos desses (GATTO, 2005). Da mesma forma, a agricultura também maneja a manutenção de C no solo, através de práticas conservacionistas, cultivo de cobertura, plantio direto, e outros manejos que do solo que afetam taxa de decomposição de resíduos, agregação do solo, produção e manejo dos resíduos, procedimentos de colheita e métodos de preparo do solo (GATTO, 2005; LAL, 2004). Por outro lado, a aração, do solo, desflorestamento, uso do fogo, uso de combustíveis fósseis e fertilizantes, podem tornar a agricultura uma fonte emissora de C para a atmosfera. Então, a agricultura contém procedimentos que a tornam fonte emissora, bem como procedimentos que a tornam dreno, ou seja, é uma manipulação antrópica do C entre as diferentes reservas biosféricas (LAL, 2004).

A presença de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera é essencial para a vida na terra. No entanto, existe um delicado balanço entre a concentração desses gases na atmosfera e entre os estoques de C para a manutenção das temperaturas atmosféricas que conservam a vida na terra tal como a conhecemos na atualidade. Além das mudanças climáticas gradativas naturais percebidas, o rápido aumento das concentrações de GEE na atmosfera no último século é fruto da atividade humana e apresenta sério risco para a humanidade (HAIRIAH et al., 2010).

É mais fácil e rápido dissipar o C das reservas fósseis e das reservas do solo (JOHNSTON; POULTON; COLEMAN, 2009) do que para construir essas reservas, processo que demora anos a séculos no solo, a milhões de anos, nas reservas fósseis. Portanto, é urgente para a humanidade que a agricultura possa se tornar um dreno e uma mantenedora do C nas reservas do solo. No setor pecuário da agricultura, o Pastoreio Racional Voisin engloba um conjunto de práticas que contribuem tanto para o aumento da taxa remoção de C atmosférico pelas plantas, quanto para o armazenamento do C como MOS.

A taxa de captura de carbono da atmosfera é uma consequência da capacidade do sistema em aumentar a quantidade de fotossíntese realizada. De acordo com a curva de crescimento das plantas, existem três fases do crescimento da plantas. Inicia-se com um período lento, até que se estabeleçam as primeiras folhas, um período central de rápido crescimento e um período final de crescimento lento (BONNER e GALSTON, 1952). Aproveitar este conhecimento para aumentar a captura de carbono da atmosfera seria colher as forrageiras logo ao final do período central, para que ela reinicie o ciclo de crescimento. Este ponto de corte é também quando obtêm-se a maior produtividade de pasto por unidade de tempo (VOISIN, 1961).

O Pastoreio Racional Voisin é o sistema de produção que maneja o pasto para o corte neste ponto ótimo. Além dessa prática, que contribui para aumentar a taxa de **sequestro** de C, existem as práticas que contribuem para aumentar e manter o **estoque** de C no solo, tais como o não revolvimento do solo, uso de diversidade de espécies (STEINBEISS et al., 2008; TILMAN et al., 2001), alta taxa de lotação associada à curta ocupação de pastoreio (CONANT; SIX; PAUSTIAN, 2003), o retorno do esterco e urina do gado ao pasto (MATSUURA et al., 2014), efeito do rebanho (SAVORY; BUTTERFIELD, 1999), período de repouso (ABBERTON; CONANT; BATELLO, 2010), integração silvopastoril, uso criterioso de insumos externos (LAL, 2004) e o uso de espécies perenes (BELL et al., 2012) são algumas dessas práticas.

Assim, o PRV pode contribuir para reduzir os efeitos da mudança climática. Nesta dissertação, serão abordados os resultados sobre a manutenção de C no solo, ou seja, sobre o estoque de C em propriedades leiteiras manejadas sob PRV. No entanto, durante a produção leiteira não ocorre apenas o estoque de C no solo, mas também emissões durante toda a cadeia do leite, até que o mesmo seja

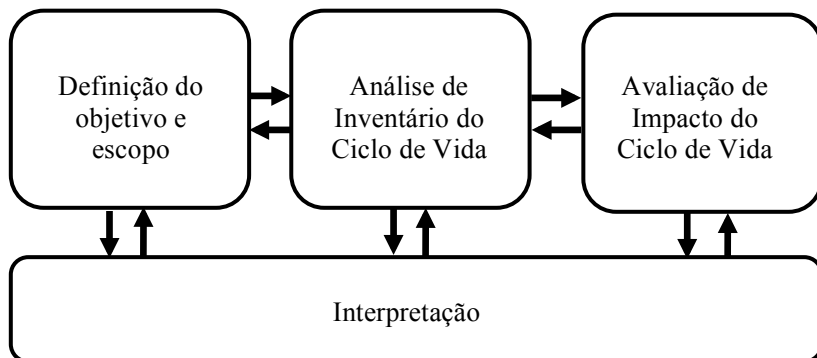


levado para beneficiamento no laticínio. Desta forma, também será abordada nesta dissertação a estimativa das emissões de GEE, bem como outros poluentes para o ambiente, por meio do método da Avaliação do Ciclo de Vida, detalhado na próxima seção.

### 1.2.3 Avaliação do Ciclo de Vida

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é um método utilizado para medir e comparar os impactos potenciais provocados pelas atividades humanas na produção de um determinado produto (bem ou serviço) (REBITZER et al., 2004), desde a fase de obtenção de matéria-prima, energia, transporte, produção, uso e disposição final do produto. A série de normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) regulamentam o método, que é composto por quatro fases iterativas como ilustra a Figura 1.

Figura 1. Estrutura da ACV e suas quatro fases.



Fonte. ABNT (2009a)

#### 1.2.3.1 Objetivo e Escopo

A primeira fase da ACV é a determinação do objetivo, a qual norteará a definição do escopo. No objetivo deve constar a aplicação pretendida, as razões para a realização do estudo, o público-alvo e também como os resultados serão comparados e divulgados (ABNT,

2009b). O escopo, além de determinar a abrangência e fronteiras do estudo, define todos os modelos e métodos de análise e interpretação do impacto. Por isso, nele deverá constar qual a função do sistema, a unidade funcional, as fronteiras, descrição das fontes e categorias de dados, os critérios de inclusão de dados, requisitos de qualidade dos dados, a distribuição dos impactos entre os co-produtos e a seleção das categorias de impacto potenciais.

A ACV de um sistema é estabelecida com base em uma função. A partir do objetivo do estudo e da função do sistema, estabelece-se a unidade funcional (UF) que norteará o estudo. O propósito da UF é fornecer uma referência em relação a qual os dados de entrada e saída são padronizados e que possibilitará a comparação dos resultados encontrados com outros estudos de ACV por meio de uma base comum (ABNT, 2009a).

As fronteiras do sistema definem os processo elementares que serão incluídos no sistema a modelar. É a identificação dos produtos e processos para os quais os dados serão coletados. A descrição das fontes e categorias de dados identificam as entradas e saídas de energia, matérias primas, produtos, co-produtos, uso de recursos, produções auxiliares e emissões.

A prática dos critérios de inclusão de dados é de incluir no estudo todas as entradas que, acumuladas, contribuem acima de um percentual definido às entradas de massa, de energia ou com uma pertinência ambiental no sistema de produto a modelar. O conjunto de dados a serem coletados deve refletir a verdadeira população de interesse, ou seja, os dados devem ser representativos quanto à cobertura geográfica, a idade dos dados e duração mínima de coleta e ao nível tecnológico desses processos (ABNT, 2009b).

Em casos onde o sistema de produto produz mais que uma função além da pretendida, é necessário distribuir (alocar) os fatores de impacto entre a UF e as outras funções. Deve-se considerar como outra função somente quando a produção desta é simultânea e inseparável da função principal. O procedimento de alocação consiste na distribuição dos impactos entre os co-produtos por meio da divisão das entradas e saídas de todos os processos relevantes (GUINÉE et al., 2002)

A alocação usa um método subjetivo para imputar uma quantidade de impacto para cada função, e por isso, deve-se evitá-la quando possível. Uma das formas de evitá-la é pela expansão dos limites do sistema investigado de modo a incluir a produção do co-produto que é gerado no ciclo de vida do produto principal, mas

utilizadas no ciclo de vida de outro produto (FLYSJÖ et al., 2011a). Assim, quantifica-se os impactos ambientais do co-produto que está fora das fronteiras do ciclo de vida em estudo (CEDERBERG; STADIG, 2003). Estudos de ACV com diferentes métodos de divisão de impacto entre co-produtos (alocação) produzem diferentes resultados.

### **1.2.3.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)**

A fase mais demorada é a Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), constituída de três etapas: a coleta de dados para cada processo unitário do sistema, o cálculo e alocação (ALVARENGA, 2010). Os dados quantitativos e qualitativos dos fluxos de entrada e saída do sistema podem ser medidos, calculados ou estimados (ABNT, 2009b). Em seguida, estes poderão ser divididos nas classes: energia, de matérias-primas, físicas ou auxiliares; produtos, co-produtos e resíduos; emissões atmosféricas e descargas para o solo e a água; outros aspectos ambientais.

O cálculo das cargas ambientais, ou seja, a quantificação das emissões, é realizada para cada um dos processos pelos diferentes métodos para compilação na ICV, tais como a representação matricial, o diagrama de fluxos, a análise econômica de entradas e saídas, e as abordagens híbridas, que produzem resultados distintos (SUH; HUPPES, 2005). Nesta etapa também pode ser realizada a validação dos requisitos de qualidade dos dados e o refinamento das fronteiras do sistema. Os procedimentos de alocação das entradas e saídas são realizados aos co-produtos do sistema, de acordo com os critérios definidos no escopo.

### **1.2.3.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)**

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a fase de análise qualitativa e quantitativa dos impactos ambientais, assim como da magnitude e relevância dos mesmos. A norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) divide esta fase em:

- a) elementos obrigatórios: seleção de indicadores de categoria, modelos de caracterização, classificação e caracterização.

- b) elementos facultativos (geralmente utilizados quando é preciso comparar resultados de estudos de ACV de produtos diferentes, ou com categorias de impacto diferentes): normalização, ponderação e agregação.

Esta fase é realizada através de um método de AICV, que é escolhido de acordo com o conjunto de categorias de impacto definidas no escopo. Os diferentes métodos disponíveis consistem em um conjunto de categorias de impacto e seus respectivos modelos de caracterização. Alguns exemplos são: ReCiPe, CML 2002, LIME, EDIP 97, EDIP 2003, IMPACT World+, LUCAS, MEEuP, EPS 2000, USEtox, Impact 2002+, TRACI, Eco-Indicator 99, Ecological Scarcity e EPS 2000 (MENDES, 2013).

A classificação é a correlação das diferentes substâncias que causam um impacto levantadas durante o ICV às categorias de impacto. A caracterização envolve o somatório dos resultados dos indicadores de categoria para cada categoria de impacto, onde ocorre a transformação dos fatores de caracterização de cada substância em unidades equivalentes (fatores de caracterização) através dos modelos de caracterização (ABNT, 2009b).

#### **1.2.3.4 Interpretação**

Conforme Olszensvski (2011), esta é a fase em que as averiguações da ICV e AICV são observadas em conjunto, onde são feitas as conclusões, identificadas as limitações e realizadas as recomendações ao público alvo, desde que consistentes com o objetivo e escopo. Convém que a interpretação considere uma avaliação do estudo com a verificação de completeza, sensibilidade e consistência. A interpretação do ciclo de vida também visa fornecer uma apresentação prontamente compreensível, completa e consistente dos resultados de uma ACV, de acordo com a definição do objetivo e do escopo. A fase de interpretação pode envolver o processo iterativo de revisar o escopo da ACV, assim como a natureza e qualidade dos dados coletados, de forma consistente com o objetivo definido. É importante que as conclusões da interpretação do ciclo de vida reflitam os resultados do elemento de avaliação (ABNT, 2009b).

### 1.2.4 Avaliação do Ciclo de Vida na bovinocultura leiteira

Pesquisas de ACV no Brasil, embora incipientes, são cada vez mais necessárias para construir critérios ambientais que apoiem os processos de tomada de decisão (RUVIARO et al., 2012) de autoridades e consumidores. Nessa seção da revisão foram levantados os dados da literatura de estudos de ACV relacionadas à bovinocultura leiteira internacional e brasileira dos últimos seis anos. 80 trabalhos em diferentes periódicos foram encontrados, e foram classificados de acordo com ano de publicação, unidade funcional (UF) e fronteira, sistema estudado, tipo de alocação, os valores encontrados para as categorias de impacto, os pontos críticos apontados e autores. Considerou-se apenas as principais categorias de impacto abordadas pelos estudos de ACV de leite, sendo estas: mudança climática, acidificação, eutrofização, demanda de energia e uso da terra. Analisou-se se os dados eram comparáveis em função da metodologia adotada. Os dados foram tabulados e transformados para facilitar a comparação pelo leitor. Em seguida, indicou-se os principais resultados e desafios para reduzir os impactos da bovinocultura brasileira.

Os estudos utilizaram unidade funcional, fronteira do sistema e método de alocação distintos. É recomendado considerar que diferentes estudos de ACV adotam distintas estratégias de amostragem. Também é válido considerar que o manejo pelo produtor pode ter maior efeito do que o tipo de sistema de produção. Assim, comparações devem ser realizadas com total consciência das incertezas (YAN; HUMPHREYS; HOLDEN, 2011).

Os estudos acerca dos impactos da cadeia produtiva leiteira utilizando a ACV foram iniciados na Suécia com as pesquisas de Cederberg e Mattsson (2000), Berlin (2002) e Cederberg e Stadig, (2003). Na Tabela 1, são apresentados os estudos relacionados à cadeia do leite e seus derivados. A composição do leite é variável, por isso, os estudos apresentam fatores de padronização, como o FPCM (*Fat Protein Corrected Milk*), que é o valor bruto de leite corrigido pelo teor de gordura e proteína (GERBER et al., 2010) e o ECM (*Energy Corrected Milk*) (SJAUNJA et al., 1990a) para tornar mais coerente as comparações da produção de leite no mundo.

Tabela 1. Pesquisas de Avaliação do Ciclo de Vida na produção de leite e derivados no período de 2008 a 2014.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2008	Portugal	1,2 Mton de leite do berço ao laticínio	Convencional	Massa	1,2 x 10 <sup>9</sup> kg CO <sub>2</sub> eq <sup>b</sup> 2,5 x 10 <sup>7</sup> kg SO <sub>2</sub> eq 8,6 x 10 <sup>6</sup> kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	Uso de fertilizantes na produção de alimentos dos animais e gestão de chorumes	Castanheira
	República Tcheca	1 kg leite da ordenha ao portão	Convencional	-	590,0 g CO <sub>2</sub> eq 9,0 g SO <sub>2</sub> eq 0,1 kg NO <sub>3</sub> eq	Compostos nitrogenados provenientes do esterco e de fertilizantes	Havlikova, Kroeze e Huijbregts
	Japão	1 kg FPCM <sup>c</sup> do berço aos portão	Convencional/ Silagem de arroz	Econômica	0,972/ 0,987 kg CO <sub>2</sub> eq 7,13/ 6,87 g SO <sub>2</sub> eq 1,23/ 1,19 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 5,81/ 5,53 MJ	Emissões entéricas, tratamentos de dejetos e uso de fertilizantes.	Ogino et al.
	Holanda	1kg FPCM do berço ao	Convencional	Massa Econômica	1,56 kg CO <sub>2</sub> eq 10,9 g SO <sub>2</sub> eq	Produção de alimentos	Thomassen et al. (b)

<sup>a</sup> UF= Unidade Funcional.

<sup>b</sup> eq= equivalente

<sup>c</sup> FPCM= *Fat Protein Corrected Milk*, é um fator de correção do valor bruto de leite corrigido pelo teor de gordura e proteína.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2008	Holanda	portão	Convencional/ Orgânico	Expansão do sistema	163 g NO <sub>3</sub> eq 5,77 MJ 1,18 m <sup>2</sup>	Uso de concentrado e fertilizantes	Thomassen et al. (a)
		1 kg FPCM do berço ao portão		Econômica	1,4/1,5 kg CO <sub>2</sub> eq 9,5/10,8 g SO <sub>2</sub> eq 0,11/0,07 kg NO <sub>3</sub> eq 5,0/3,1 MJ 1,3/1,8 m <sup>2</sup>		
2009	Nova Zelândia	1 kg FPCM do berço ao portão	Convencional	Biológica	0,856 kg CO <sub>2</sub> eq 0,00745 kg SO <sub>2</sub> eq 0,0026 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 1,39 MJ 1,05 m <sup>2</sup>	Uso de adubo nitrogenado e digestão do pasto	Basset-Mens, Ledgard e Boyes
	EUA	1 kg leite do berço ao portão	1944/2007	-	3,66/ 1,35 kg CO <sub>2</sub> eq	Eficiência produtiva	Capper, Cady e Bauman
	Suécia	1 kg ECM <sup>d</sup> do berço ao portão	Convencional	Biológica	1,02 kg CO <sub>2</sub> eq	Manejo do esterco, uso de fertilizante nitrogenado, <u>composição protéica</u>	Cederberg et al. (a)

<sup>d</sup> ECM= *Energy Corrected Milk*, é um fator de correção que considera tanto a gordura quanto o teor de proteína do leite

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2009	Mundo	1 kg leite do berço à fase de uso	Intensivo Extensivo Orgânico	Principalment e econômica (60 estudos de ACV)	1 kg CO <sub>2</sub> eq 13,1 g SO <sub>2</sub> eq 6,2 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 3,08 MJ	dos alimentos Alimentação das vacas, fertilizantes e pesticidas, manejo do esterco e consumo de combustíveis fósseis	Guignard et al.
	França	1000 kg de ração do berço à fazenda	Soja/ Canola	Massa e expansão do sistema	391/ 471 kg CO <sub>2</sub> eq 2,13/ 3,39 kg SO <sub>2</sub> eq 3,89/ 3,59 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 677,4/ 10563 m <sup>2</sup> .ano	Revolvimento do solo e uso de fertilizantes sintéticos	Lehuger, Gabrielle e Gagnaire
	Holanda	1kg FPCM do berço ao portão	Convencional	Econômica	1,36 kg CO <sub>2</sub> eq 11,2 g SO <sub>2</sub> eq 0,12 kg NO <sub>3</sub> eq 5,3 MJ 1,28 m <sup>2</sup>	Baixa produtividade leiteira	Thomassen et al. (c)
	França	1000 kg FPCM do berço ao portão	Convencional/ Orgânico	Econômica	1037/1082 kg CO <sub>2</sub> eq 7,6/6,8 kg SO <sub>2</sub> eq 7,1/5,0 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 2,8 x 10 <sup>3</sup> /2,6 x 10 <sup>3</sup> MJ 1374/2085 m <sup>2</sup> . ano	-	Van Der Werf, Kanyarushoki e Corson
2010	Portugal	1000 kg leite do	Convencional	Econômica	1021,3 kg CO <sub>2</sub> eq 20,4 kg SO <sub>2</sub> eq	Aplicação de esterco e fertilizantes	Castanheira et al.



Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2010		berço a portão			7,1 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	sintéticos no solo, manejo do esterco, fermentação entérica e consumo de diesel	
	Mundo	1 kg FPCM do berço ao varejo	Intensivo Extensivo Orgânico	Protéica	2,4 kg CO <sub>2</sub> eq	Emissão de metano da fermentação entérica e das esterqueiras	Gerber et al.
	Inglaterra Alemanha França	500 g de manteiga/ margarina embalada do berço ao túmulo	Manteiga/ Margarina	Econômica	4,15/0,68 kg CO <sub>2</sub> eq 0,035/ 0,0106 kg SO <sub>2</sub> eq 0,02425/0,0073 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 18,0/11,03MJ 4,75/ 2,07 m <sup>2</sup>	Fermentação entérica, produção de alimentos para as vacas e manejo dos dejetos	Nilsson et al.
	Alemanha	1 kg leite do berço ao portão	Orgânico	-	1, 05 kg CO <sub>2</sub> eq 1,01 MJ 2,1 m <sup>2</sup>	Baixa produtividade animal, alimentação desbalanceada e alta demanda de terra	Müller- Lindenlauf, Deittert e Köpke
	EUA	1 kg ECM do berço a portão	Convencional	Econômica	0,54 kg CO <sub>2</sub> eq	Emissões da fermentação entérica e armazenamento de esterco	Rotz, Montes e Chianese
01	Peru	1 kg ECM	Altiplanos/Litoral	Econômica	5,42/ 1,74 kg CO <sub>2</sub> eq	Baixa produtividade	Bartl, Gómez e

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2011		do berço ao portão			14,13/ 7,55 g SO <sub>2</sub> eq 15,47/ 4,84 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 0,2/8791 MJ 23,11/1,71 m <sup>2</sup>	animal, fermentação entérica, produção de alimentos e composição do concentrado.	Nemecek
	Nova Zelândia	1 kg FPCM do berço ao portão	Simulações/Mode lagem computadorizada de produção convencional	-	Simulou redução de 1,1 para 0,8 kg CO <sub>2</sub> eq	O uso dissociado de estratégias de manejo não reduzem satisfatoriamente o potencial de GHG concomitante com o aumento da produção leiteira	Beukes, Gregorini e Romera
	Tasmânia	1 kg FPCM do berço ao transporte ao laticínio	A base de pasto	-	0,96 kg CO <sub>2</sub> eq	Eficiência de conversão alimentar e aplicação de fertilizante nitrogenado	Christie, Rawnsley e Eckard
	Global	1 kg de leite do berço ao portão 1 kg de leite do berço ao túculo	Convencional	Econômica Biológica Expansão do Sistema	1,04 kg CO <sub>2</sub> eq (média)	Produtividade e fertilidade animal	Crosson et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2011	Mundo	1 kg ECM	Convencional Orgânica Extensiva Intensiva	Econômica Massa Biológica Expansão do Sistema	0,718 a 5,42 kg CO <sub>2</sub> eq 5,68 a 25,63 g SO <sub>2</sub> eq 2,52 a 30,94 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	Emissão entérica, volatilização de óxido nitroso dos dejetos, produção de alimentos, consumo de energia elétrica e combustíveis fósseis e manejo de dejetos	Dias
	Nova Zelândia Suécia	1 kg ECM do berço ao portão	Tipos de alocação da produção leiteira nos dois países: Nova Zelândia/ Suécia	Econômica; Massa; Protéica; Biológica; Expansão do Sistema	0,94/ 1,02 kg CO <sub>2</sub> eq; 0,98/ 1,14kg CO <sub>2</sub> eq; 0,94/1,08 kg CO <sub>2</sub> eq; 0,86/0,99 kg CO <sub>2</sub> eq; 0,76/0,85 kg CO <sub>2</sub> eq	Diferentes alocações podem resultar em comparações equivocadas	Flysjö et al. (a)
	Nova Zelândia Suécia	1 kg ECM do berço ao portão	Nova Zelândia Suécia	Nenhuma para leite e seus co- produtos. Alocação econômica para alguns alimentos e seus respectivos	1,0/ 1,16 kg CO <sub>2</sub> eq	Metano da fermentação entérica e óxido nitroso da aplicação de fertilizante sintético e esterco na lavoura	Flysjö et al. (b)

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2011				co-produtos.			
	Mundo	1 kg FPCM do berço ao portão	Convencional	Biológica	1,0 a 2,0 kg CO <sub>2</sub> eq Europa e América do Norte 3 a 5 kg CO <sub>2</sub> eq Ásia, Norte africano e América Latina 7,5 kg CO <sub>2</sub> eq África Subsaariana 2,4 kg CO <sub>2</sub> eq média mundial	Baixa produtividade animal (produtividades menores que 2000 kg FPCM/vaca e ano)	Gerber et al.
	Mundo	1 kg ECM do berço ao portão	Convencional	Biológica	0,80 a 3,07 kg CO <sub>2</sub> eq	Produtividade animal, fermentação entérica e dejetos	Hagemann et al.
	Suécia	1 kg ECM do berço ao portão	Convencional	-	1,13 kg CO <sub>2</sub> eq	Baixa eficiência da conversão alimentar	Henriksson et al.
	Espanha	1 litro de leite do berço ao portão	Convencional	Econômica	0,7713 kg CO <sub>2</sub> eq 9,0 g SO <sub>2</sub> eq 4,3 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 3,7876 MJ 0,9 m <sup>2</sup> .ano	Processo de produção de alimentos e emissões do gado	Iribarren et al.
	Dinamarca	1 kg ECM do berço ao portão	A- Convencional/ B- Orgânico	Protéica/ Biológica/ Econômica/ Expansão do Sistema	A- 0,99/ 0,91/ 1,06/ 0,94 kg CO <sub>2</sub> eq B- 1,02/ 0,90/ 1,10/ 0,96 kg CO <sub>2</sub> eq A- 1,78 m <sup>2</sup>	Baixa eficiência do rebanho e alta taxa de lotação	Kristensen et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2011					B- 2,37 m <sup>2</sup>		
	Holanda	1 kg de queijo semiduro do berço ao varejo	Convencional	Econômica	8,5 kg CO <sub>2</sub> eq 47,2 MJ 6,8 m <sup>2</sup> .ano	Cultivo de concentrado	van Middelaar et al.
	Mundo	1 kg ECM do berço ao portão e do berço ao varejo 1 kg FPCM do berço ao portão e do berço ao varejo	Convencional (revisão)	Econômica Massa Biológica Expansão do Sistema	1,15 kg CO <sub>2</sub> eq (média)	Uso de combustível, energia elétrica, fertilizantes e água.	Milani, Nutter e Thoma
	EUA Nova Zelândia	1 kg leite do berço ao portão e do berço ao túmulo 1 kg de leite do berço ao portão	Método IPCC/Método LCA	Biológica	0,875/ 0,983 kg CO <sub>2</sub> eq	Fermentação entérica, uso de fertilizante e	O'Brien et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2011	Brasil	1 ton ECM do berço ao portão	Intensivo Extensivo	Econômica	1232,07/ 1731,84 kg CO <sub>2</sub> eq 6,89/ 5,96 kg SO <sub>2</sub> eq 4,27/2,08 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 4186,51/ 12089,91 MJ 451,98/ 6046,90 m <sup>2</sup> . ano	armazenagem de estrupe  Produção de alimentos, concentrado, emissões entéricas, dejetos, conversão alimentar e fertilizante sintético	Olszensvski
	Europa	ECM FPCM	Convencional Orgânico (revisão)	Econômica Massa Biológica Expansão do Sistema	-	Uso de fertilizantes, emissões do esterco e do gado, concentrado, taxa de lotação e rendimento da pastagem	Yan, Humphreys e Holden
2012	França	1 ton FPCM do berço ao portão	Orgânico, extensivo, semi- intensivo e intensivo.	Econômica	-	-	Acosta-Alba et al.
	EUA	1 kg ECM do berço ao portão	A base de pasto/ Confinamento	Econômica	0,88/ 0,87 kg CO <sub>2</sub> eq	Produtividade animal	Belflower et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2012	EUA	500.000 ton de queijo Cheddar produzido em 365 dias do berço ao portão	Raça Holandês/Raça Jersey	-	$8104 \times 10^3 / 6442 \times 10^3$ ton CO <sub>2</sub> eq	O alto peso corporal e a reduzida densidade do leite da raça Holandês não é compensada ambientalmente pela sua elevada produtividade.	Capper e Cady
	Itália	1 litro de leite de alta qualidade engarrafado em embalagem Tetra Top® do berço ao varejo	ACV de leite de alta qualidade da empresa Coop Italia com PCR* de 2006/ ACV do mesmo produto com PCR* revisada em 2010	Todos impactos atribuídos à produção de leite.	1,5/ 1,3 kg CO <sub>2</sub> eq 9,9/ 21 g SO <sub>2</sub> eq 7,2/ 8,0 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	Fermentação entérica, consumo de diesel, uso de fertilizantes e manejo de dejetos.	Fantin et al.
	Suécia	1 kg ECM do berço ao portão	Orgânico/ Convencional	100% emissões para o leite; Expansão do sistema	1,13/ 1,07 kg CO <sub>2</sub> eq; 0,49/ 0,52 kg CO <sub>2</sub> eq	A produção de carne no sistema leiteiro deve ser considerada nos estudos de pegada de carbono para melhores recomendações. A	Flysjö et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2012						mudança no uso da terra deve ser incluída pois muda os resultados das comparações entre orgânico e convencional.	
	Global	1 kg ECM do berço ao portão	Convencional	Biológica	0,98 a 1,71 kg CO <sub>2</sub> eq na Europa 0,88 a 4,08 kg CO <sub>2</sub> eq em países não europeus 1,51 kg CO <sub>2</sub> eq média mundial	Produtividade animal	Hagemann et al.
	Espanha	embalagem para 1 litro de leite do berço ao túmulo	Cartonada (tetrapak)/ P.E.T./ Polietileno alta densidade	-	0,17/ 0,25/ 0,34 kg CO <sub>2</sub> eq 0,59/ 1,505/ 1,135 g SO <sub>2</sub> eq	A fase de produção do leite	Meneses, Pasqualino e Castells
	Irlanda	1 ton FPCM do berço ao portão	A base de pasto/ Confinamento	Econômica para concentrado	874,3/ 1027,4 kg CO <sub>2</sub> eq 6,9/ 11,9 kg SO <sub>2</sub> eq 3,4/ 4,6 kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 2300/ 3900 MJ 727,9/ 933,3 m <sup>2</sup> .ano	Alto consumo de recursos e poluição devido na produção de concentrado e longo período de armazenamento de dejetos	O'Brien et al.



Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2013	EUA	1 kg ração para vacas de leite saindo da fábrica do berço à distribuição até as fazendas	Produção de ração convencional	Econômica/ Massa	0,62/ 0,93 kg CO <sub>2</sub> eq	Entrada de co- produtos agrícolas de alimentos como caroço de algodão, gordura, aveia, uréia, melaço, farelo de soja.	Adom et al.
	EUA	1 kg FPCM do berço ao portão	Convencional	Causal	1,14 kg CO <sub>2</sub> eq	Eficiência alimentar e manejo de dejetos	Asselin- Balençon et al.
	Espanha	1 kg ECM do berço ao portão	Confinamento	Econômica	0,84 a 2,07 kg CO <sub>2</sub> eq	Origem e tipo da dieta escolhida, metano do rúmen e do esterco e óxido nitroso do solo	Prado et al.
	Espanha	1 kg de queijo embalado para consumo do berço ao laticínio	Convencional	Econômica	10,44 kg CO <sub>2</sub> eq 103 g SO <sub>2</sub> eq 64 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 71,98 MJ	Produção de alimentos (forragem), fermentação entérica, manejo de dejetos, processo de defumação, o	González- García et al. (c)

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2013	Portugal	1 kg de queijo curado do berço ao laticínio	Convencional	Econômica Massa Nenhuma	7,49 kg CO <sub>2</sub> eq 180 g SO <sub>2</sub> eq 65 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 68,43 MJ 2,03 m <sup>2</sup> .ano	sistema de aquecimento e o tratamento de águas residuais. Metano da fermentação entérica, amônia do manejo de dejetos e emissões das máquinas agrícolas e uso da terra para produção de pastagem	González- García et al. (b)
	Portugal	1 kg ECM embalado do berço ao laticínio	Convencional	Massa	1,74 kg CO <sub>2</sub> eq 31,28 g SO <sub>2</sub> eq 9,43 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 0,678 g C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> eq 5,37 g Sb eq 12,06 MJ 9,33 x 10 <sup>-2</sup> mg CFC11 eq	Fermentação entérica, manejo de dejetos, fabricação e aplicação de fertilizantes nitrogenados	González- García et al. (a)
	Dinamarca a Alemanha e Itália	1 kg ECM do berço ao portão	Convencional Orgânico Confinamento A base de pasto	Biológica	0,55 a 1,91 kg CO <sub>2</sub> eq 7,44 a 25,64 g SO <sub>2</sub> eq 4,61 a 11,12 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 0,92 a 5,29 MJ	Baixa proporção de pastagem, emissões entéricas, armazenamento de	Guerci et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2013	Brasil	1 kg ECM do berço ao portão	Confinamento/ Semiconfinado/ A base de pasto	Nenhuma	0,68 a 1,87 m <sup>2</sup> .ano	dejetos e amônia, alimentos da lavoura, produção de fertilizante, baixa produtividade da lavoura.	Léis
					0,776/ 1,065/ 1,013 kg CO <sub>2</sub> eq 12,69/ 10,21/ 7,73 g SO <sub>2</sub> eq 5,44 / 6,62/ 4,07 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 5,82 / 13,63/ 3,98 MJ 1,09 / 1,08/ 0,71 m <sup>2</sup> .ano	Fertilizantes químicos utilizados na produção de grãos, silagem e fermentação entérica.	
	Alemanha	1 ton FPCM	Fronteira a nível de vaca leiteira/ A nível de unidade produtiva/ A nível de cadeia produtiva (do berço ao portão)	Econômica	393,5 / 655,6/ 910,3 kg CO <sub>2</sub> eq	Estratégia de redução de emissões a nível de animal pode não ser promissora quando a fronteira estende-se do berço ao portão.	van Middelaar et al.
	França	1 kg FPCM do berço ao portão	Pasto com Normande/ Pasto com Holandês/ Pasto com	Expansão do sistema	1,14/0,97/0,96/0,87/0,94/0,85 kg CO <sub>2</sub> eq 11,48/10,39/8,55/8,67/8,52/8,75 g SO <sub>2</sub> eq	Fermentação entérica, alto requerimento de fertilizante	Nguyen et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2013	EUA	1 kg leite embalado do portão ao varejo	Holandês e baixa silagem/Pasto com Holandês e alta silagem/ Pasto com Holandês, baixa silagem e ômega 3/Pasto com Holandês, alta silagem e ômega 3		3,37/2,92/3,60/3,72/3,83/4,16 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 4,01/3,58/3,52/ 3,35/3,49/3,41 MJ 0,41/0,30/0,36/0,28/0,47/0,47 m <sup>2</sup> .ano 1,08/1,0/1,03/0,98/1,01/0,95 kg CO <sub>2</sub> eq devido ao uso da terra e à mudança no uso da terra	nitrogenado na pastagem, baixa produtividade, alta taxa de reposição de vacas e alta idade ao primeiro parto	
			Convencional	Massa	0,203 kg CO <sub>2</sub> eq	Queima de combustível dos caminhões e energia comprada do processador.	Nutter et al.
			Convencional	Econômica	1,53 kg CO <sub>2</sub> eq 14,54 g SO <sub>2</sub> eq 1,89 m <sup>2</sup> .ano	Alto uso de fertilizante nitrogenado, emissões dos animais e produtividade mediana das vacas.	Roer et al.
	Suíça	1 kg FPCM	Orgânico	Econômica	0,89/ 1,08 kg CO <sub>2</sub> eq	Compostagem do esterco, longevidade	Schader et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2013	EUA	1 kg FPCM do berço ao portão	Convencional	Biológica	1,1 a 1,5 kg CO <sub>2</sub> eq	das vacas, produtividade animal Manejo de dejetos, produção de alimentos e metano entérico	Thoma et al. (a)
	EUA	1 kg FPCM do berço ao portão	Alocações Causal/ Econômica/ Protéica	Causal/ Econômica/ Protéica	91,5/ 94,4/ 95,0 % das emissões de CO <sub>2</sub> são do leite e não da carne	O método causal não deve ser aplicado quando a estrutura do rebanho muda consideravelmente ao longo do ano	Thoma, Jolliet e Wang
	EUA	1 kg de leite consumido do berço ao túculo	Convencional	Econômica Massa Biológica	1,77 a 2,4 kg CO <sub>2</sub> eq	Produção de alimentos, metano entérico e manejo de dejetos	Thoma et al. (b)
	Irlanda	1 kg ECM/ 1 kg FPCM/ 1 kg sólidos de leite/ 1 litro de	Convencional a base de pasto	Econômica	2,37/ 2,36/ 31,73/ 2,50/ 2,42 MJ	Ordenha: aquecimento da água, resfriamento do leite e uso da ordenhadeira.	Upton et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2013		leite/ 1 kg de leite do berço ao portão					
	Canadá	1 kg de leite do berço ao laticínio	Convencional	Biológica Massa Matriz físico- química	1,0 kg CO <sub>2</sub> eq	Uso de energia elétrica produzida com combustíveis fósseis.	Vergé et al.
	Irlanda	1 kg ECM do berço ao portão	Pastagem rotacionada com adubação nitrogenada/ Pastagem rotacionada com trevo branco	Econômica	1,04/ 0,87 kg CO <sub>2</sub> eq	Não é necessário contabilizar emissões de óxido nitroso provenientes de fertilizante quando existe a entrada de nitrogênio no sistema pela fixação biológica do trevo branco.	Yan, Humphreys e Holden
2014	Jordânia	1 kg ECM do berço ao portão	Convencional	Biológica	1,253 kg CO <sub>2</sub> eq	Fermentação entérica, dejetos e produtividade animal	Alqaisi et al.
	Reino	<u>1 kg de leite</u>	Convencional/	<u>Nenhuma</u>	1,0/ 0,89 kg CO <sub>2</sub> eq	<u>Taxa de conversão</u>	Audsley e

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2014	Unido	do berço ao portão	Sistema melhorado	alocação		alimentar, manejo dos dejetos, produtividade leiteira anual por vaca, fertilidade, fecundidade e longevidade dos animais.	Wilkinson
	Coréia	1 kg FPCM do berço ao portão	Convencional	Econômica	1,13 kg CO <sub>2</sub> eq	Alimentação e fermentação entérica	Baek, Lee e Park
	Itália	1 kg FPCM do berço ao portão	Fazenda leiteira sem biodigestor/ Com biodigestor com armazenamento aberto/ Com biodigestor com armazenamento fechado	Econômica	1,13/ 0,86/ 0,72 kg CO <sub>2</sub> eq 3,44/ 2,19/ 2,04 MJ 0,94/ 0,94/ 0,94 m <sup>2</sup> .ano	A combustão de biogás aumentou o potencial de acidificação e formação de oxidantes fotoquímicos devido maior emissão de NO <sub>x</sub> .	Battini et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2014	Itália	1 kg FPCM do berço ao portão	Alto nível de intensificação/ Intensificação mediana/ Baixa intensificação	Biológica	1,26/ 1,27/ 1,25 kg CO <sub>2</sub> eq 16,0/ 16,2/ 13,9 g SO <sub>2</sub> eq 7,59/ 7,71/ 6,86 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 5,44/ 5,44/ 5,51 MJ 0,89/ 1,02/ 0,97 m <sup>2</sup> .ano	Em escala global a intensificação é boa, mas em escala local os impactos aumentam. Ao mudar a unidade funcional para hectare o potencial de todos os impactos aumentaram com a intensificação.	Bava et al.
	Holanda	1 ton de leite do berço ao portão	Convencional/ Orgânico	-	1600/ 1400 kg CO <sub>2</sub> eq 6900 / 5100 MJ	Uso de fertilizante nitrogenado, concentrado, armazenamento de dejetos, serviços, eletricidade e uso de máquinas.	Bos et al.
	Dinamarca e Suécia	1 kg ECM do berço ao portão	ACV consequencial/ ACV atribucional/ ACV pelas diretrizes PAS	Econômica	1,15/ 1,15/ 1,90/ 1,85 kg CO <sub>2</sub> eq Dinamarca 1,15/ 1,3/ 1,75/ 1,83 kg CO <sub>2</sub> eq Suécia	Fermentação entérica, cultivo e produção dos alimentos dos animais.	Dalgaard, Schmidt e Flysjö



Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2014			2050/ ACV pelas diretrizes do IDF				
	Irã	1 kg FPCM do berço ao portão da fazenda /1 litro de leite pasteurizado o embalado em saco plástico do berço ao portão do laticínio	Confinamento	Biológica	1,57/1,73 kg CO <sub>2</sub> eq	Produção de eletricidade para ar condicionado, fermentação entérica, eletricidade utilizada para irrigação da alfafa, consumo de diesel na agricultura, transporte, cevada e grão de milho.	Daneshi et al.
	Sérvia	1 kg do produto final ao consumidor do berço ao laticínio	Leite pasteurizado/ Leite UHT/ Iogurte/ Nata/ Manteiga/ Queijo	Físico- química e Massa	1,4/1,3/2,0/4,0/21,0/8,0 kg CO <sub>2</sub> eq 14,7/13,9/16,9/50,4/264,7/79,5 g SO <sub>2</sub> eq 6,5/6,4/6,7/23,7/124,6/36,8g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq	Em geral, produção de leite na fazenda. No laticínio, consumo de energia por combustíveis fósseis e madeira.	Djekic et al.
	Holanda	1 kg FPCM do berço ao	Fazendas com ciclagem de	Econômica	1,3/ 1,4 kg CO <sub>2</sub> eq 9,7/ 11,1 g SO <sub>2</sub> eq	A emissão do estercor sobre o solo resulta	Dolman et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2014	Norte da Europa	portão	nutrientes melhorada/ Sem ciclagem de nutrientes melhorada		65,4/ 78,3 g NO <sub>3</sub> eq 5,0 / 5,9 MJ 1,3 /1,4 m <sup>2</sup> .ano	em menor potencial de impacto do que a aplicação de fertilizante sintético.	
		1 kg do produto do berço ao portão	Laticínios frescos/ Manteiga/ Queijo/ Leite em pó e produtos à base de soro de leite	Valor de gordura e proteína	1,1/ 8,1/ 6,5/ 7,4 kg CO <sub>2</sub> eq 0,79/ 4,0/ 3,3/ 6,5 MJ	O fator de alocação para o leite cru é o mais crítico.	Flysjö, Thrane e Hermansen
	Austrália	1 kg FPCM do berço ao portão	Convencional	Biológica Econômica	1,1 kg CO <sub>2</sub> eq	Eficiência de conversão alimentar e manejo de dejetos	Gollnow et al.
	Itália	1 kg FPCM do berço ao portão	Confinamento o ano inteiro/ A base de pasto no verão	Biológica	1,55/1,72 kg CO <sub>2</sub> eq	Taxa de conversão alimentar, baixa produtividade por vaca, condições climáticas adversas que não permitem o	Guerci et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2014	Suécia	1 kg ECM do berço ao portão	Orgânico com geração de energia por biogás	Expansão do Sistema	0,496 kg CO <sub>2</sub> eq	cultivo de grãos para ração, concentrado importado.  Custo de implementação da geração de energia pelo biodigestor e o requerimento de atualização avançado das instalações dos biodigestores Aplicação de fertilizante nitrogenado e esterco, baixa taxa de conversão alimentar e fermentação entérica, consumo de concentrado, densidade animal, consumo de diesel e eletricidade.	Kimming et al.
	Bélgica	1 kg FPCM do berço ao portão	Produção intensiva especializada	Econômica	1,04 kg CO <sub>2</sub> eq 13,57 g SO <sub>2</sub> eq 3,97 g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq 3,41 MJ 0,88 m <sup>2</sup> .ano		Meul et al.
	Irlanda,	1 kg ECM	Sistema de alto	Econômica	0,76/ 0,79/ 0,84 kg CO <sub>2</sub> eq	Produtividade do	O'Brien et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2014	Reino Unido e Estados Unidos	do berço ao portão	desempenho a base de pasto/ Confinamento de alto desempenho/ Confinamento de altíssimo desempenho			sistema leiteiro, sequestro de carbono pela pastagem.	
	Quênia	1 kg de leite do berço ao portão	Produção leiteira em sistema multifuncional	Econômica/ Subsistência	2,0/ 1,1 kg CO <sub>2</sub> eq	O método de ACV com foco na commodity não é equipado para avaliar sistemas de produção multifuncionais e pode levar ao desenvolvimento de opções de mitigação equivocadas que não se encaixam na sua complexidade. Produção de alimentos, fermentação entérica.	Weiler et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
	Austrália	1litro FPCM do berço ao portão	Dietas ricas em gordura: Controle com trigo e forragem/ Cevada, trigo e forragem/ Farinha de milho e forragem/ Caroço de algodão, trigo e forragem.	Econômica	0,98/ 0,97/ 0,95/ 1,02 kg CO <sub>2</sub> eq	Grande distância dos alimentos, produtividade animal, dejetos, fertilizantes, metano entérico e consumo de ração.	Williams et al.

Ano	País	UF <sup>a</sup> e fronteira	Sistema estudado	Alocação	Potencial de impactos	Pontos críticos	Autor (es)
2014	Alemanha	1 kg de leite do berço ao portão	Convencional	Nenhuma alocação/ Expansão	1,21/ 1,13 kg CO <sub>2</sub> eq	Os métodos de ACV atuais não são muito precisos devido a alta incerteza e variabilidade epistemológica. A implementação de uma pegada de carbono única para diferentes sistemas de produção por vaca leiteira é problemática por causa das incertezas, mas também devido a vários outros impactos ambientais.	Zehetmeier et al.

### 1.2.4.1 Categorias de impacto ambiental abordadas

#### 1.2.4.1.1 Potencial de Mudança Climática

Os principais gases do efeito estufa (GEE) – gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ) - possuem diferentes potenciais de aquecimento global (*Global Warming Potential* - GWP). Através de um índice de GWP as emissões desses gases são padronizadas em função de suas massas de  $\text{CO}_2$  equivalente ( $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$ ) (ROTZ; MONTES; CHIANESE, 2010), considerando 25  $\text{kg CO}_2 \text{ eq/kg CH}_4$  e 298  $\text{kg CO}_2 \text{ eq/kg N}_2\text{O}$  (IPCC, 2007), o total de emissões é obtido pela conversão das respectivas emissões dos gases em  $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$ .

O gás  $\text{CH}_4$ , principalmente o originado pela fermentação entérica, é citado pela literatura como o mais relevante no potencial de impactos ambientais, seguido pela emissão de  $\text{CH}_4$  do manejo de dejetos, com destaque para os armazenados em esterqueiras. Não obstante, a aplicação de fertilizantes químicos e esterco nas lavouras ou pastagens são responsáveis pela contribuição de  $\text{N}_2\text{O}$ , bem como, a urina nas pastagens. Independentemente do sistema de produção a maior contribuição ao GWP ocorre pelo  $\text{CH}_4$  (BASSET-MENS; LEDGARD; BOYES, 2009; DIAS, 2011; GERBER et al., 2010; THOMASSEN et al., 2008a).

A emissão de GEE está inversamente relacionada à produtividade leiteira (GERBER et al., 2011). Assim, a baixa produtividade animal é um ponto crítico a ser observado nesta categoria de impacto (BELFLOWER et al., 2012; HAGEMANN et al., 2011; O'BRIEN et al., 2014; ROER et al., 2013). Logo, os piores resultados ocorreram nos locais com sistemas produtivos menos intensificados, como na região montanhosa do Peru (5,4  $\text{kg CO}_2 \text{ eq/kg ECM}$ ) (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011) e na África Subsaariana (7,5  $\text{kg CO}_2 \text{ eq/kg FPCM}$ ) (GERBER et al., 2011). O inverso também foi percebido para sistemas de produção altamente intensificados nos EUA (0,5  $\text{kg CO}_2 \text{ eq/kg ECM}$ ) (ROTZ; MONTES; CHIANESE, 2010), que apresentaram valores menores que a média mundial (1,5  $\text{kg CO}_2 \text{ eq/kg ECM}$ ) (HAGEMANN et al., 2012).

Em um estudo de caso no Sul do Brasil, a produção de leite no sistema semiextensivo apresentou maior potencial de aquecimento global (1,7 kg CO<sub>2</sub> eq/kg ECM) do que o sistema intensivo (1,2 kg CO<sub>2</sub> eq/kg ECM) devido à baixa produtividade animal, muito embora a emissão por animal tenha sido menor (OLSZENSVSKI, 2011). Da mesma forma, em outro estudo (LÉIS, 2013) o sistema confinado apresentou menor emissão (0,8 kg CO<sub>2</sub> eq/kg ECM) que o sistema semiconfinado (1,1 kg CO<sub>2</sub> eq/kg ECM) e o sistema a base de pasto (1,0 kg CO<sub>2</sub> eq/kg ECM).

Apesar da intensificação ter um papel importante em escala global, devido a sua influência na categoria de potencial de aquecimento global (mudanças climáticas), a produção leiteira é responsável também por outros não menos importantes impactos ambientais, como a acidificação, a eutrofização, o uso da terra e a demanda de energia, e estes, em perspectiva local, estão positivamente associados ao grau de intensificação da produção (BAVA et al., 2014; NGUYEN et al., 2013).

#### **1.2.4.1.2 Acidificação**

Na natureza podem ocorrer emissões de substâncias inorgânicas para o solo e água, como nitratos, sulfatos e fosfatos provocando acidificação no solo e em corpos d'água. Na produção leiteira, os principais elementos contribuintes para o processo de acidificação são a amônia (NH<sub>3</sub>), nitratos (NO<sub>x</sub>) e sulfatos (SO<sub>2</sub>), os quais possuem diferentes potenciais de liberação de íons H<sup>+</sup> (DIAS, 2011). Estes elementos potenciais são padronizados para um indicador de comparabilidade chamado de SO<sub>2</sub> equivalente (kg SO<sub>2</sub> eq) (GUINÉE et al., 2002).

Ao longo de toda a cadeia de produção de lácteos, a fase de produção do leite contribui com 97% do potencial de acidificação, onde a amônia é responsável por 79%. Os nitratos e sulfatos contribuem com 5% e 12%, respectivamente (GUIGNARD et al., 2009). No processo de cultivo de pastagens e grãos, a volatilização da amônia dos fertilizantes sintéticos e do esterco utilizados (BASSET-MENS; LEDGARD; BOYES, 2009; THOMASSEN et al., 2008a) é onde encontram-se as mais intensas emissões que contribuem para o potencial de acidificação (BAVA et al., 2014; HAVLIKOVA; KROEZE; HUIJBREGTS, 2008). Contudo, embora os dejetos sejam uma importante fonte de emissão



(CASTANHEIRA, 2008), o esterco sobre o solo resulta em menor potencial de acidificação (e aquecimento global, demanda de energia, uso da terra e eutrofização) do que a aplicação de fertilizante sintético (DOLMAN et al., 2014).

Entre os estudos realizados, o trabalho que encontrou o maior potencial de acidificação foi conduzido na Itália (25,6 g SO<sub>2</sub> eq/kg ECM), onde a amônia do armazenamento de dejetos e da lavoura de grãos revelou-se o principal elemento emissor (GUERCI et al., 2013). As menores emissões foram encontradas em um sistema de produção de leite extensivo no Brasil (6,0 g SO<sub>2</sub> eq/kg ECM), o qual apresentou uma emissão 13% menor que em sistema confinado (6,9 g SO<sub>2</sub> eq/kg ECM) (OLSZENSWSKI, 2011). No entanto, Léis (2013) observou que a maior emissão de amônia pelo uso de fertilizantes químicos e orgânicos ocorreu em um sistema de produção confinado, no Sul do Brasil, que resultou em uma diferença de até 40% a menos de emissão entre este sistema (12,7 g SO<sub>2</sub> eq/kg ECM) e o sistema a base de pasto (7,7 g SO<sub>2</sub> eq/kg ECM).

#### **1.2.4.1.3 Eutrofização**

O aumento excessivo do aporte de nutrientes em corpos d'água, provocado pela emissão de nitrogênio (NO<sub>x</sub>, NH<sub>x</sub>) e compostos fosfatados (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), afetam o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (BOER, 2003). Estas moléculas com diferentes potenciais de eutrofização são colocadas em uma base comum em massa de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> equivalente (kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq) (GUINÉE et al., 2002). Na comparação dos sistemas de produção convencional e orgânico (THOMASSEN et al., 2008a), a adubação nitrogenada e fosfatada lixiviada e volatilizada foram maiores para o sistema convencional, uma vez que o uso de fertilizantes por hectare é maior nesse sistema. Por isso, apesar dos dejetos terem impacto relevante, o manejo convencional e orgânico contribuiu apenas com 9% e 23% respectivamente, enquanto na produção de alimentos com o uso de fertilizante sintético, a contribuição foi de 90% e 75%, respectivamente.

Os estudos apresentaram uma grande variação no potencial de eutrofização (2,1 a 15,6 kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq/kg ECM) (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011; OLSZENSWSKI, 2011). Estas diferenças podem ser de cunho metodológico (DIAS, 2011). No entanto, independente do

sistema de produção adotado, os fatores que caracterizaram maior potencial de eutrofização foram a utilização de fertilizante sintético e esterco na produção de grãos para a fabricação de concentrado, silagem e pasto seguidos do armazenamento de dejetos e produção de fertilizantes orgânicos (BASSET-MENS; LEDGARD; BOYES, 2009; CASTANHEIRA et al., 2010; O'BRIEN et al., 2011). Seguindo o mesmo padrão internacional, os sistemas a base de pasto no Brasil apresentaram menor potencial de eutrofização que os sistemas mais intensivos, onde a fase de produção de alimentos para os animais foi responsável por, aproximadamente, 99% das emissões (LÉIS, 2013; OLSZENSWSKI, 2011).

#### **1.2.4.1.4 Uso da Terra**

O termo uso da terra refere-se à perda da terra como um recurso indisponível temporariamente para outros fins, devido à ocupação por cultivo (O'BRIEN et al., 2012) e a transformação (perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos) das terras pelo seu uso. É expressa em  $\text{m}^2$  por ano ( $\text{m}^2.\text{ano}$ ) (GUINÉE et al., 2002).

Na cadeia da produção de leite, a fase agrícola é a que mais demanda o uso de terras para a produção de alimentos. Assim, quanto mais intensiva a exploração leiteira menor o uso de terras para a produção de alimentos para os animais (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011; OLSZENSWSKI, 2011). Da mesma forma, os sistemas convencionais estudados necessitaram de menor uso de terras do que orgânicos (KRISTENSEN et al., 2011; THOMASSEN et al., 2008a; VAN DER WERF; KANYARUSHOKI; CORSON, 2009).

O cultivo de grãos (milho e soja) produz maior quantidade de energia e proteína por unidade de área em comparação com a pastagem, e portanto, requer menor ocupação de terras. Por isso, estes resultados devem-se, provavelmente, à alimentação em sistemas intensivos e convencionais, onde é predominante o uso de silagem e concentrado. Já em sistemas extensivos no Brasil e Peru (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011; OLSZENSWSKI, 2011) e orgânicos da França (VAN DER WERF; KANYARUSHOKI; CORSON, 2009) e Dinamarca (KRISTENSEN et al., 2011), a pastagem é a base da alimentação. Em contraste, O'Brien et al. (2012) contabilizou maior uso de terra em sistema confinado ( $0,9 \text{ m}^2.\text{ano}$ ) do que a base de pasto ( $0,7$

m<sup>2</sup>.ano), ao qual ele atribuiu as diferenças devido à produtividade da pastagem, composição do concentrado e procedimentos de alocação de co-produtos do concentrado.

Nos dois estudos de caso de ACV no Sul do Brasil sobre a produção de leite do berço ao portão, quase 100% do uso das terras é destinado à produção de alimentos (LÉIS, 2013; OLSZENSWSKI, 2011). Em sistema semiextensivo, a produção de pastagem representa 94% do uso de terras (OLSZENSWSKI, 2011).

#### **1.2.4.1.5 Demanda Acumulada de Energia**

A demanda total de energia inclui recursos renováveis e não renováveis. Essa representa o somatório da energia retirada da natureza para cumprir o sistema de produto analisado (ZANGHELINI, 2013). Este impacto é expresso em MJ. Entre os estudos de ACV no mundo, o menor e maior consumo de energia foram os computados por Bartl, Gómez e Nemecek (2011), nos altiplanos (0,2 MJ/kg ECM) e no litoral (8791 MJ/kg ECM) do Peru, sendo que o elevado consumo de energia no litoral ocorreu devido a produção de grãos para a elaboração de rações concentradas.

Na Holanda, sistemas orgânicos consomem menos energia (3,1 MJ/kg FPCM) que convencionais (5,0 MJ/kg FPCM), sendo que o uso indireto de energia consistiu principalmente da produção e transporte de concentrados (THOMASSEN et al., 2008a). Upton et al. (2013) observaram que em sistemas intensivos, 78% do consumo de energia estava relacionado à aplicação de fertilizantes e à produção e transporte de concentrados. O consumo de energia elétrica representava apenas 12%, dos quais 80% era consumido durante o uso da ordenhadeira (20%), aquecimento de água (23%), resfriador (31%), iluminação (3%) e bombeamento de água (5%).

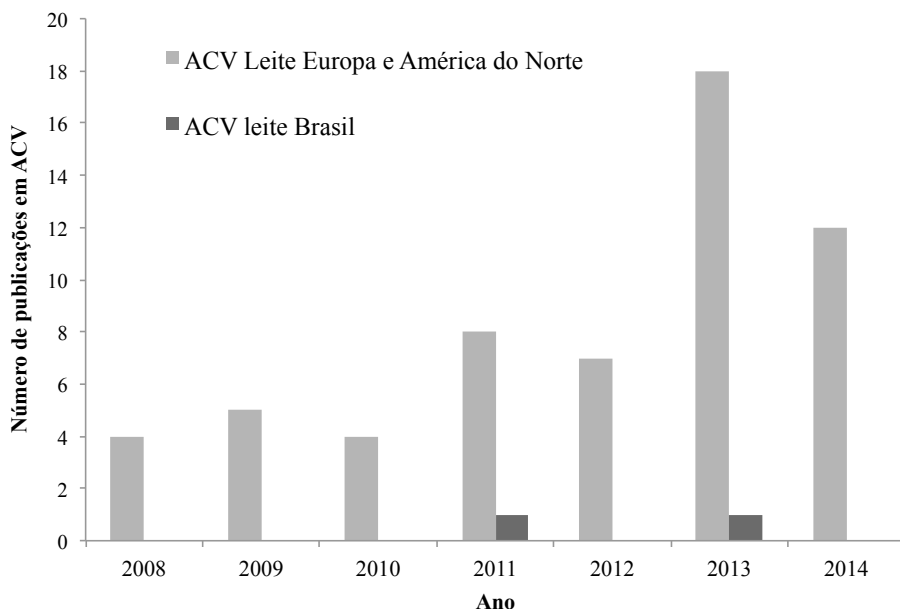
No Brasil, o potencial deste impacto está associado à produção de fertilizantes (OLSZENSWSKI, 2011). Em sistema a base de pasto, em estabelecimento rural familiar, o consumo de energia foi três vezes maior (12,1 MJ/kg ECM) (OLSZENSWSKI, 2011) que o sistema considerado a base de pasto (4,0 MJ/kg ECM) por LÉIS (2013). Isto pressupõe que melhorias no manejo e na produtividade leiteira poderão ter considerável redução do consumo de energia (LÉIS, 2013), uma vez

que 80% da produção brasileira ocorre em propriedades familiares (COSTA et al., 2013).

#### 1.2.4.2 Considerações sobre o levantamento da literatura

Embora a produção brasileira de leite seja a quinta maior do mundo (FAOSTAT, 2015), é notável a diferença no número de publicações em países temperados e no Brasil (Figura 2). Contudo, é possível apropriar-se e adaptar algumas recomendações dos estudos internacionais às condições brasileiras.

Figura 2. Ranking dos estudos de Avaliação do Ciclo de Vida da pecuária em bovinocultura leiteira, no Brasil, na Europa e América do Norte, no período de 2008 a 2014.



Do berço às prateleiras dos supermercados, a fase da produção do leite é a principal fonte de impacto ambiental em toda a cadeia dos produtos lácteos (CASTANHEIRA, 2008; GUIGNARD et al., 2009; MENESES; PASQUALINO; CASTELLS, 2012; NILSSON et al., 2010; VAN MIDDELAAR et al., 2011). Assim, produtos que requerem

maior quantidade de sólidos do leite por quilo de produto geram necessariamente maior quantidade de emissões no ambiente (DJEKIC et al., 2014; FLYSJÖ; THRANE; HERMANSEN, 2014).

Capper e Cady (2012) apontaram que os sólidos do leite são elementos relevantes para a mitigação dos impactos por quilo de produto, uma vez que o queijo produzido com leite de vaca Jersey (maior teor de gordura e proteína), produz 3,3 kg CO<sub>2</sub> eq a menos que o queijo produzido com leite de vaca Holandês. Estima-se que 23% da produção brasileira de leite em 2009 foi destinada à produção de queijo (FILHO; POMBO, 2010). Assim, alguns resultados induzem a implementar-se uma produção de leite para queijo baseada em animais da raça Jersey, pois ao considerar-se os dados da literatura, existe a prerrogativa para a mitigação dos impactos da cadeia leiteira.

Os estudos apontam a produtividade animal como um ponto importante para reduzir os impactos. Quão maior a produção do animal, menor a proporção de energia e nutrientes direcionados para manutenção, e maior para a produção de leite (CAPPER, 2011). Desta forma, mudanças de manejo que aumentam a produtividade, contribuem para a redução do potencial de impacto por quilo de produto. No entanto, apesar da quantificação do bem-estar animal ainda não ser contemplada em ACV, a intensificação só é integralmente positiva ao ambiente, enquanto não for contraditória com o bem-estar dos animais.

Da mesma forma, apesar do uso de concentrado aumentar a produtividade animal, devido a maior quantidade de energia e proteína por quilo que o pasto, o uso deste ignora a importância dos ruminantes em converter alimento impróprio para o ser humano, a celulose, em proteína de alta qualidade (BEAUCHEMIN et al., 2011). Além disso, alguns estudos apontam que o ponto crítico da produção de leite é o uso de fertilizantes sintéticos na produção de concentrado (LÉIS, 2013; THOMASSEN et al., 2008a), ou seja, nas monoculturas de grãos.

A tentativa de reduzir o potencial de mudança climática pelo aumento do uso de insumos dependentes de energia fóssil, como fertilizantes e ração, é paradoxal e contraditória com as outras categorias de impacto (MODERNE; ASTIGARRAGA; PICASSO, 2013; PICASSO et al., 2014). Palermo e Freitas (2014) indicam que os sistemas de produção deveriam recorrer à melhoria da conversão alimentar e o ganho de peso para animais criados a pasto sistema movido a manejo e energia solar, e não energia fóssil.

Dick, Abreu da Silva & Dewes (2015) e Ruviano et al. (2015) apontam que entre as práticas de mitigação dos impactos de ruminantes,

o melhoramento da pastagem nativa com a introdução de espécies de leguminosas, gramíneas e o manejo rotacionado diário é capaz de reduzir a 0,5% do potencial de impacto da pastagem extensiva nativa no Sul do Brasil. Salienta-se que para a criação a pasto ser competitiva com o confinamento é preciso melhorar a produtividade dos animais, bem como, a qualidade nutricional dos pastos oferecidos.

Para tanto, é preciso que a colheita do pasto pelos animais ocorra no estágio vegetativo onde se encontra o ponto de equilíbrio entre a fase de crescimento e reprodução do pasto, além de ser o momento em que se obtém a máxima produtividade e qualidade por unidade de tempo (MACHADO FILHO, 2011). Assim, as vacas poderão produzir mais leite, o que dilui o efeito de manutenção, e logo, reduz-se as emissões. A colheita neste estágio da planta requer a divisão da pastagem com tempo de repouso variável, uma vez que no sistema de pastejo extensivo se torna difícil este manejo.

O manejo na fase de transição vegetativa-reprodutiva da pastagem permite, frequentemente, que se obtenha uma disponibilidade de pasto que atenda as exigências nutricionais de 5 unidades animais/ha em sistemas de produção bem manejados (MACHADO, 2010), sem comprometer a qualidade da forragem (BERTON, 2010). Yan, Humphreys & Holden (2013) notaram que em pastejo rotacionado, o impacto ambiental é menor quando utiliza-se a fixação biológica de nitrogênio, por meio do uso de leguminosas, ao invés da entrada de nitrogênio via fertilizantes sintéticos

No Brasil, os impactos potenciais da mudança climática e o uso da terra estão interligados devido a grande mudança do uso da terra como, por exemplo, o desmatamento de áreas de floresta que geralmente são posteriormente utilizados no cultivo de pastagens ou grãos. Estudos de ACV de grãos no Brasil consideram as emissões do desmatamento, assim como as diferenças das emissões da produção de grãos no Centro-Oeste, onde o desmatamento é mais recente, e Sul do Brasil, há maior tempo desmatado (PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2010, 2014).

Cederberg et al. (2011) observaram que a mudança do uso da terra de floresta para pastagem, na Amazônia, emitiu mais de 700 kg de CO<sub>2</sub> eq à atmosfera por quilo de carne, pois o processo de derrubada da floresta provoca a emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (FEARNSIDE, 2008). Esses fatos reforçam a necessidade da perenização do pasto e a redução do uso de grãos como forma de reduzir a expansão da fronteira agrícola sobre as florestas brasileiras. É urgente a necessidade da melhoria dos

métodos de manejo da terra na Amazônia brasileira (CEDERBERG; MEYER; FLYSJÖ, 2009) e em todo Brasil. No entanto, não apenas melhorias baseadas no uso de energia fóssil e adubos sintéticos, mas na energia solar e na ciclagem de nutrientes considerando o equilíbrio dinâmico do ecossistema.

Além disso, é importante ressaltar que podem existir outras soluções que atuam não só nos pontos críticos do sistema, mas sugestões criativas que podem também indiretamente reduzir os efeitos potencialmente prejudiciais das emissões. Um exemplo é a redução da perda de leite por meio do sequenciamento no laticínio com menores mudanças de tipos de produtos lácteos (BERLIN; SONESSON, 2008). Da mesma forma, existe potencial de redução do desperdício de produtos lácteos nos elos finais da cadeia de lácteos (FLYSJÖ; THRANE; HERMANSEN, 2014), pois, de acordo com Gustavsson et al. (2011) de 4,7% a 15% dos produtos lácteos são desperdiçados pelos consumidores latinos e europeus, e norte-americanos, respectivamente.

## Capítulo 2

### **Estoque de carbono em Pastoreio Racional Voisin e Sistema Plantio Direto no Extremo Oeste de Santa Catarina**

Atualmente, as mudanças climáticas são uma das principais preocupações da humanidade. Em 2013, 9,9 Gt de carbono (C) foram emitidas de atividades antrópicas (LE QUÉRÉ et al., 2014). A pecuária representa 14,5% das emissões dos Gases do Efeito Estufa (GEE) induzidas pelo homem, das quais o gado bovino de corte e leite representam 41 e 20% das emissões do setor, respectivamente (GERBER et al., 2013). Apesar dos bovinos criados a base de pasto e em confinamento serem colocados juntos nesta afirmação, apenas metade dos 9,9 Gt C são acrescentados à atmosfera (LE QUÉRÉ et al., 2014), o que destaca a capacidade regulatória das reservas biosféricas de C (STOCKMANN et al., 2013), como as pastagens.

O sequestro de C pelas pastagens desempenha um papel importante em parcialmente mitigar os GEE provenientes dos sistemas de produção de ruminantes (SOUSSANA; TALLEC; BLANFORT, 2010). O sequestro de C ocorre principalmente como resultado da fixação de C via fotossíntese, a qual retira C atmosférico que é estocado como carbono orgânico no solo (COS). Em pastagens, mais de 90% do estoque de C é estocado no solo (REEDER; SCHUMAN, 2002). Entretanto, é preciso mais tempo para construir um estoque de carbono do que para perdê-lo (SMITH, 2014; SOUSSANA; TALLEC; BLANFORT, 2010b), o que torna tão importante a conservação desse serviço ecossistêmico de manter o C fora da atmosfera. O COS representa 58% da matéria orgânica do solo (MO), que é uma mistura de



material vegetal, animal e microbiano, parcialmente decompostos (STOCKMANN et al., 2013). A perda dessa substância enfraquece pouco a pouco a produtividade e a eficiência da agricultura de baixo consumo de insumos externos.

O melhoramento de pastagens em solos tropicais é conhecido por promover condições para o sequestro de C (CONANT; PAUSTIAN; ELLIOTT, 2001), logo, seu estoque. Práticas de manejo recomendadas para aumentar o COS em agroecossistemas incluem o não revolvimento do solo, o retorno de resíduos, rotação de culturas, cultivo de cobertura, integração silvopastoril, uso criterioso de insumos externos (LAL, 2004), diversidade de espécies (STEINBEISS et al., 2008; TILMAN et al., 2001), esterqueamento (MATSUURA et al., 2014), e alta taxa de lotação associada à curta ocupação de pastoreio (CONANT; SIX; PAUSTIAN, 2003).

O Pastoreio Racional Voisin (PRV) é um sistema de manejo da pastagem que reúne práticas com o intuito de aumentar e conservar a MOS dos solos através do incremento da biocenose, e consequentemente, da dinamicidade do sistema solo-planta-animal (MACHADO, 2010). No PRV, a área dividida em parcelas é ocupada de acordo com a dinâmica de crescimento das forrageiras e das necessidades dos animais. A ocupação dos piquetes deve ser curta o suficiente para que os animais não comam o rebrote antes do tempo de repouso necessário. Já o tempo de repouso deve ser suficiente longo para que as plantas atinjam a pré-florescência antes da próxima ocupação. O manejo no PRV é baseado nas quatro leis do PRV (VOISIN, 1961) e algumas recomendações técnicas (MACHADO, 2010), tais como disponibilizar água para os animais, implantar árvores para ter-se sombra, diversificar as espécies em todos os piquetes, não revolver o solo, não utilizar agrotóxicos e evitar fertilizantes sintéticos. Apesar disso, ainda são raros os estudos sobre o estoque de C neste sistema no Brasil. Este sistema tem sido usado no Brasil principalmente por pequenos agricultores, em especial em Santa Catarina, onde mais de 600 projetos foram implementados (FARLEY et al., 2012).

Em contraste, alguns sistemas de criação de bovinos dependem completamente ou parcialmente de grãos produzidos em lavouras. Entre as maiores produções de grãos do mundo, 80% da soja e mais da metade do milho (KONESWARAN; NIERENBERG, 2008), entorno de 35% dos cereais destinados à alimentação são empregados como ração animal (FAO, 2013). Apesar de alguns autores concluírem que o uso de grãos ao invés de pasto na alimentação de ruminantes reduz as emissões

de GEE (DOREAU et al., 2011; PETERS et al., 2010), isso ignora a habilidade singular destes animais em converter celulose em leite e carne (FLYSJÖ et al., 2012), e as distintas capacidades que o sistema pastagem e o sistema de produção de grãos em lavoura, têm em estocar COS.

Pastagens permanentes podem favorecer não só mais estoque de COS que lavouras anuais, mas também maior nível de fertilidade e estrutura do solo, maior complexidade das comunidades biológicas e C da biomassa microbiana, e biomassa de raízes (BENISTON et al., 2014; CULMAN et al., 2010). No entanto, o COS é um sumidouro de C manejável (STOCKMANN et al., 2013), (STOCKMANN et al., 2013), e logo, o seu estoque em lavouras depende do sistema de manejo. O SPD estoca mais COS do que sistemas que envolvem o revolvimento do solo, tais como o sistema de preparo convencional do solo da lavoura (PEREIRA et al., 2013). Assim, o objetivo deste trabalho foi caracterizar o estoque de carbono no sistema planta-solo da pastagem sob PRV, e também quantificar os estoques de COS em sistemas de manejos com pastagens sob PRV e lavouras sob SPD em propriedades leiteiras no Extremo Oeste de Santa Catarina.

## **2.1 Material e Métodos**

### **2.1.1 Caracterização da área de estudo**

Selecionaram-se cinco propriedades onde havia tanto o uso do solo com pastagem em sistema de PRV (mais de cinco anos) quanto de lavouras em SPD para a realização das coletas de solo e biomassa vegetal em fevereiro (verão) e julho (inverno) de 2014, na região do Extremo Oeste catarinense. As coordenadas das cinco propriedades foram: 26°16'53.49"S e 53°37'16.90"W, 26°21'52.88"S e 53°28'51.03"W, 26°30'23.33"S e 53°32'6.23", 26°56'40.39"S e 53°36'9.57"W, 26°48'2.64"S e 53°20'37.71"W, como representado na Figura 4. A comparação com a vegetação nativa, usual, não foi possível devido à inexistência da mesma em todas as propriedades. Portanto, comparou-se a pastagem a este outro uso da terra ao qual supôs-se que as condições edafoclimáticas eram similares.

Figura 3. Localização das propriedades. Fonte: adaptado de Google Maps (2015).



O clima era subtropical úmido, com verão ameno a quente (Cfa e Cfb) (KOTTEK et al., 2006), com temperatura média anual de 19,3 °C. A precipitação média anual é de 1430 a 2280 mm (1987-2011) (GUADAGNIN, 2013). Uma seca severa e fortes tempestades ocorreram no período das coletas do verão e inverno, respectivamente. O material de origem dos solos nas áreas avaliadas é o basalto, o que implica em uma classe textural argilosa para os solos da região (UBERTI, 2005). Os solos da região são Cambissolos, Nitossolos e Latossolos, cobrindo uma área de 65, 23 e 11% da região Extremo Oeste, respectivamente (GUADAGNIN, 2013).

As características de uso da terra são apresentadas na Tabela 9. A pastagem sob PRV eram pastagens perenes com uma a cinco leguminosas (*Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Medicago sativa*, *Arachis pintoi*, *Lotus corniculatus*, *Desmodium* spp.) consorciadas com cinco a nove espécies de gramíneas (*Avena sativa*, *Lolium multiflorum*, *Pennisetum purpureum*, *Axonopus catharinensis*, *Hematria altissima*, *Cynodon nlemfluensis*, *Cynodon* spp. (Tifton), *Sorghum sudanense*, *Brachiaria plantaginea*, *Digitaria decumbens*, *Axonopus compressus*, *Pennisetum clandestinum*). Durante o verão a pastagem era dominada por espécies C4 e espécies C3 no inverno. O outro uso da terra presente em todas as propriedades foi a lavoura em plantio direto, a qual era uma

monocultura de milho no verão e um consórcio de aveia-azevém no inverno.

Tabela 2. Características dos usos da terra nas propriedades onde estimou-se o estoque de carbono. Média, mínimo (Min) e máximo (Max) das propriedades.

Características	Pastagem sob PRV	Min	Max	Lavoura em plantio direto	Min	Max
N	5	-	-	5	-	-
Área (ha)	10	3,6	17	3,4	0,6	7
Teor de argila (g/kg)	356	214	600	479	270	600
Taxa de lotação (UA/ha) <sup>(1)</sup>	3,4	2,5	5,8	-	-	-
Carga instantânea (UA/ha/24 h)	143	80	152	-	-	-
Idade do uso da terra	8,3	5	14	9	5	20
Uso da terra prévio	lavoura com aração	-	-	lavoura com aração	-	-
Calcário (kg/ha)	550	0	2750	425,5	0	2127
Fertilizante (kg/ha)	72,9	0	333,4	199,3	78,6	400
Agrotóxico (L/ha)	0	0	0	3,8	2	6,2
Presença de árvores	sim	-	-	não	-	-
Horas com animais/ dia	21	19	23	0	0	0
Uso do trator (h)	1,7	0	5,3	8,9	8,0	9,7
Consumo de diesel (L/ha)	13,6	0	42,0	71,1	64,2	77,8

(1) UA= Unidade Animal, corresponde a um animal de 450 kg.

### 2.1.2 Amostragem da parte aérea

Na pastagem, estabeleceu-se uma transecto em cada um dos três piquetes quando encontravam-se antes do florescimento da maior parte das plantas na pastagem, no período ótimo de repouso descrito por Machado Filho (2011). Um quadrado de 0,25 m<sup>2</sup> foi jogado cinco vezes aleatoriamente ao longo de cada transecto (GARDNER, 1986). Cortou-se a parte aérea ao nível do solo. Uma subamostra de um quinto de cada piquete foi pesada e seca a 65 °C até peso constante. No inverno, repetiu-se os mesmos procedimentos das amostras dos mesmos piquetes.

### 2.1.3 Amostragem de raízes

A coleta de raízes foi composta por três amostras por piquete, as quais foram divididas em três camadas de solo (0-10, 10-20 e 20-40 cm). Congelou-se uma subamostra de um terço de cada piquete em saco plástico. As raízes foram separadas do solo com o uso de um conjunto de três peneiras de malha 1,4 mm, 1 mm, 500  $\mu$ m sobrepostas e colocadas sob água corrente, como recomendado por Böhm (1979). Na malha mais fina, os restos orgânicos e partículas de terra restantes foram separadas das raízes por flotação (BOLINDER et al., 2002). Raízes mortas não foram separadas de raízes vivas. As raízes foram secas a 65 °C até peso constante. As amostras de parte aérea e raízes, após a secagem, foram pesadas para a determinação de matéria seca (MS) e finamente moídas (<2 mm) para a análise de carbono orgânico total pelo método de combustão úmida de Walkley e Black adaptado por (TEDESCO et al., 1995) com 0,1 g de tecido.

### 2.1.4 Amostragem de solo

Amostras de solo foram coletadas para uma avaliação comparativa entre a lavoura em SPD e a pastagem em PRV. No SPD, 15 subamostras foram coletadas a 0-10, 10-20 e 20-40 cm. Na pastagem, 15 subamostras (0-10, 10-20, 20-40 cm) foram coletadas nos mesmos piquetes que a biomassa da pastagem. O perfil solo estava extremamente seco abaixo de 40 cm no verão, o que tornou inviável a coleta até 60 cm de profundidade, como recomendado para pastagens (REEDER; SCHUMAN, 2002). As subamostras foram completamente homogeneizadas para formar uma única amostra para cada profundidade do solo por propriedade. Secou-se as amostras de solo (40 °C) até peso constante. Em seguida, as mesmas foram moídas (<2 mm) para determinação do COS com 0,5 g de terra pelo método de combustão úmida Walkey e Black adaptado por (TEDESCO et al., 1995).

Amostras indeformadas foram coletadas com o uso de um anel volumétrico de aço (78 cm<sup>3</sup>) para se determinar a densidade do solo de cada uso da terra nas mesmas profundidades avaliadas (EMBRAPA, 1997). O estoque de carbono para profundidades fixas foi calculado como resultado da densidade da densidade (g cm<sup>3</sup>), teor de C (mg C g<sup>-1</sup>), espessura da camada (cm) e a constante 0,1, como proposto por Ellert,

Janzen e Bremer (2006). O estoque de carbono total do solo e raízes foi a soma dos estoques obtidos em cada intervalo amostrado (0-10, 10-20 e 20-40 cm) (ASSAD et al., 2013).

### **2.1.5 Análise dos dados**

A soma dos estoques obtidos na parte aérea, em cada camada de raízes e do solo caracterizou o estoque de carbono total na pastagem. Baseou-se a comparação entre usos da terra apenas no estoque de carbono no solo. A normalidade e homogeneidade das variâncias dos dados foram checadas. Realizou-se uma análise de variância (ANOVA) em parcela subdividida em blocos completos casualizados para cada profundidade. O bloco foi a propriedade, tratada como efeito aleatório, onde estavam presentes ambos os tratamentos. A estação (parcela) e o uso da terra (subparcela) foram tratados como efeitos fixos. Uma vez que as condições climáticas, edáficas e topográficas eram similares entre as subparcelas, supôs-se que o manejo era o efeito predominante sobre o COS. Os dados de MS de raízes e estoque de carbono total de pastagem tiveram que ser lambda transformados. Diferenças foram detectadas usando o teste Tukey ( $p \leq 0,05$ ). Diferenças entre o verão e inverno do estoque de C total na pastagem foram comparadas usando o teste t ( $p \leq 0,05$ ). Foi testada a correlação de Spearman entre o carbono do solo e a matéria seca de raízes. Os resultados foram apresentados como as médias aritméticas  $\pm$  erro padrão (EP) dos dados não transformados. As análises estatísticas foram realizadas pelo software R (R Core Team, 2013).

## **2.2 Resultados**

### **2.2.1 Estoque de carbono total na pastagem sob PRV**

O estoque de carbono total em pastagem sob PRV foi de  $121,7 \pm 3,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$  até os 40 cm de profundidade. Deste total, 94,5% foi de MOS, sendo 4% relacionado ao tecido das raízes e apenas 1,5% relacionada à parte aérea (Tabela 2). O estoque de C total no verão (média=  $127,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) não foi diferente do inverno (média=  $115,6$

Mg C ha<sup>-1</sup>; t= -1.89; p=0,07 (bicaudal), g.l.= 25) (Tabela 10 ou Figura 5).

Tabela 3. Média  $\pm$  EP do estoque de carbono (Mg ha<sup>-1</sup>) na pastagem sob Pastoreio Racional Voisin em cada compartimento e o estoque de carbono total em no verão e inverno (n=15). Significância do teste Tukey para diferenças entre verão e inverno: 0,007 (parte aérea), 0,001 (raízes), 0,2 (COS). Entre os compartimentos, o solo apresentou a maioria do carbono do sistema em ambas estações (p< 0,001).(1)

Compartimento	Estoque de carbono total (Mg C ha <sup>-1</sup> )		
	Verão	Inverno	Média
Parte aérea	1,8 $\pm$ 0,1 <sup>Ac</sup>	0,9 $\pm$ 0,1 <sup>Bc</sup>	1,4 $\pm$ 0,1 <sup>c</sup>
Raízes (0-40 cm)	5,2 $\pm$ 0,5 <sup>Ab</sup>	3,7 $\pm$ 0,2 <sup>Bb</sup>	4,4 $\pm$ 0,3 <sup>b</sup>
Solo (0-40 cm)	120,9 $\pm$ 3,9 <sup>Aa</sup>	110,9 $\pm$ 5,2 <sup>Aa</sup>	115,9 $\pm$ 3,3 <sup>a</sup>
Total	127,9 $\pm$ 3,9	115,6 $\pm$ 5,1	121,7 $\pm$ 3,4

(1) Médias seguidas de letras iguais, minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas, não diferem de acordo com o teste Tukey (compartimento) a 5% de probabilidade.

### 2.2.2 Parte aérea

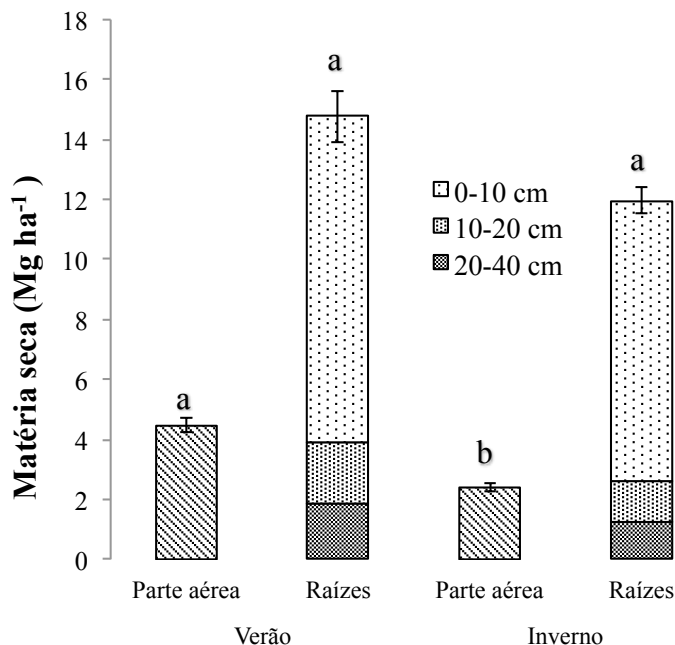
A produção média da parte aérea foi de 3.425,70 kg MS ha<sup>-1</sup>. O teor de C na parte aérea foi em média de 40,06  $\pm$  0,27% e não diferiu entre as coletas (p=0,54). A produção de MS foi maior no verão do que no inverno (Tabela 11/ Figura 6).

### 2.2.3 Raízes

A biomassa de raízes até 40 cm de profundidade foi de 13.375,49 kg MS ha<sup>-1</sup>. 75,68% das raízes estavam na camada superficial do solo. Entorno de um quarto das raízes estavam em camadas mais

profundas, onde 12,76% encontraram-se de 10 a 20 cm e 11,55% de 20 a 40 cm de profundidade. O teor de C médio foi de  $31,03 \pm 0,7\%$  e não diferiu entre as coletas ( $p = 0,75$ ). A produção de MS (0-40 cm) no verão (14.780,43 kg MS ha<sup>-1</sup>) não foi maior que no inverno (11.970,54 kg MS ha<sup>-1</sup>). Houve uma correlação positiva entre o carbono orgânico do solo e a MS de raízes ( $r = 0,73$ ;  $p < 0,0001$ ).

Figura 4. Distribuição de biomassa do verão e inverno (MS ha<sup>-1</sup>) em pastagem na parte aérea ( $p < 0,001$ ) e raízes (0-10, 10-20 e 20-40 cm; profundidade:  $p < 0,001$ ; estação:  $p = 0,06$ ). Os valores representam a média e as barras o erro padrão da média da biomassa da parte aérea ou das raízes (0-40 cm) ( $n = 5$ ).

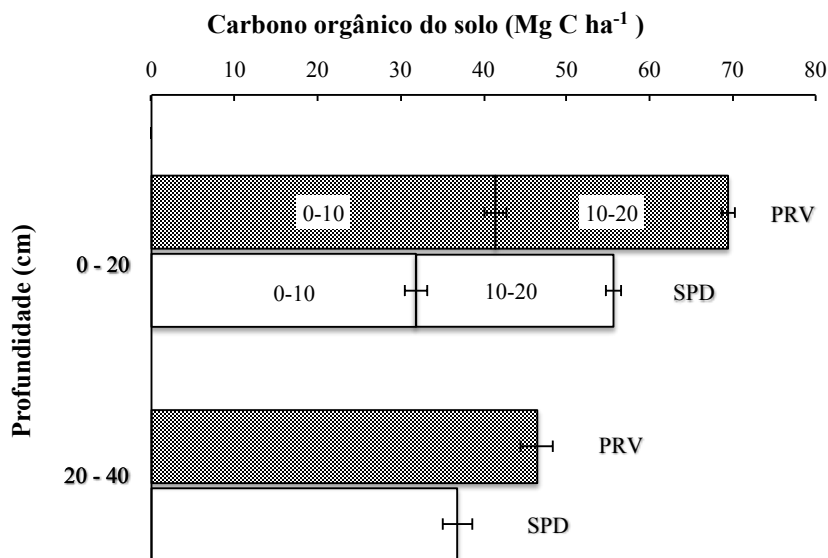




### 2.2.4 Estoque de carbono no solo na pastagem sob PRV e na lavoura em SPD

O estoque de carbono no solo (0-40 cm) foi maior na pastagem sob PRV (média= 115, 9 Mg C ha<sup>-1</sup>) do que na lavoura em SPD (média= 92,5 Mg C ha<sup>-1</sup>; p=0,004) (Figura 7). O COS não diferiu entre as estações (p=0,6). A concentração média de carbono no solo da pastagem (2,4 ± 0,1%) no perfil analisado foi maior que na lavoura (1,9 ± 0,1%; p=0,009). A medida que aprofundou-se no solo, as concentrações de COS decresceram em ambos usos da terra (p<0,001). A densidade do solo na pastagem (1,29 g cm<sup>-3</sup>) foi similar a da lavoura (1,28 g cm<sup>-3</sup>; p=0,6).

Figura 5. Média ± EP da distribuição de carbono orgânico do solo de acordo com a profundidade para o manejo Pastoreio Racional Voisin (PRV) sobre a pastagem e para lavoura em Sistema de Plantio Direto (SPD) no Extremo Oeste catarinense; p=0,0004 (0-10 cm), p=0,04(10-20 cm), p=0,03 (20-40 cm). O COS é maior em PRV em todas as camadas de acordo com o teste Tukey a 5% de probabilidade.



## 2.3 Discussão

Este é o primeiro estudo sobre o estoque de carbono em PRV no Sul do Brasil. Observou-se que os estoques de COS da pastagem sob PRV são maiores que os verificados na lavoura em SPD em todas as camadas avaliadas, entorno de 25% maior na camada de 0 a 40 cm. Segundo Abberton et al. (2010), a conversão de sistemas de uso do solo com pastagens para sistemas com lavouras pode provocar perdas de até 29% do COS. No entanto, pastagens não necessariamente resultam em sequestro de C (SMITH, 2014). Em relação ao PRV, Moreno (2011) aponta que este sistema é capaz de sequestrar até 2,4 vezes mais C ( $58,87 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) que o manejo rotacionado da pastagem ( $24,23 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) com tempos fixos de ocupação e de repouso da pastagem.

Os resultados indicam que a maior parte do C no sistema PRV está no solo, o que enfatiza a importância da preservação dos grandes estoques de C no solo. O estoque de carbono total no sistema PRV exibe uma distribuição similar a de Reeder and Schuman (2002) para pastagens; COS representa 94,5%, e menos de 6% do C do sistema encontra-se nas plantas, onde mais de 74% do C está nos tecidos das raízes. A biomassa de raízes encontrada no sistema PRV é sete vezes maior que a relatada para milho (BORDIN et al., 2008; REDIN, 2014) no verão e quatro vezes maior àquela relacionada à biomassa de raízes de aveia (REDIN, 2014) no inverno. De acordo com (Rasse, Rumpel e Dignac (2005), a rizodeposição de carbono é 2,4 vezes aquela derivada da parte aérea, e portanto, a parte majoritária do COS (TOMA et al., 2013). O carbono derivado das raízes apresenta também alto nível de estabilização física porque a sua incorporação é direta ao solo (SOUSSANA; TALLEC; BLANFORT, 2010). Além disso, foi encontrada uma forte correlação entre carbono do solo com a biomassa de raízes, o que enfatiza ainda mais a relação entre estes dois fatores.

Estudos prévios relacionam algumas das práticas adotadas no manejo PRV com o aumento de C. A diversidade de espécies (STEINBEISS et al., 2008), o retorno do esterco do gado ao pasto (MATSUURA et al., 2014), alta taxa de lotação (DUBEUX JR. et al., 2006a), efeito do rebanho (SAVORY; BUTTERFIELD, 1999), período de repouso (ABBERTON; CONANT; BATELLO, 2010) e o uso de espécies perenes (BELL et al., 2012) são algumas dessas práticas.

A riqueza de espécies em pastagens sob PRV variou de acordo com a propriedade avaliada, mas nunca foi uma monocultura. Steinbeiss et al. (2008) mostrou que o aumento da diversidade de espécies não só

aumentou a produção de biomassa de raízes, mas teve uma relação positiva entre riqueza de espécies e COS, o que talvez explique a alta biomassa de raízes, bem como o alto COS da pastagem. Tilman et al. (2001) indicou que pastagens diversificadas podem ter 2,7 vezes mais biomassa que uma monocultura. As raízes finas das gramíneas contribuem com mais que as fabáceas para o estoque de C no solo. Ainda assim, a associação de leguminosas e gramíneas representa um importante mecanismo que combina a estabilização de C no solo e a reciclagem de nutrientes para as plantas (REDIN et al., 2014).

A biomassa de raízes foi 4,8 vezes maior que a da parte aérea no verão e cinco vezes no inverno. Entretanto, o carbono da parte aérea desempenha um papel importante devido aos ciclos de retorno de C mais rápidos do que o C das raízes (SOUSSANA; TALLEC; BLANFORT, 2010). O dejetos dos bovinos podem retornar de 1,6 a 2,6 Mg C ha<sup>-1</sup> por ano da parte aérea, utilizando as porcentagens fornecidas por Soussana et al. (2010), a média de produção da parte aérea, o teor de C e os oito cortes do pasto feito pelo gado por ano, como facilmente ocorre nas propriedades estudadas.

Assim, a presença dos animais pode ser uma das explicações para as diferenças encontradas entre a pastagem e a lavoura. Os animais permaneciam fora do pasto apenas durante o período da ordenha, entorno de três horas por dia. A taxa de lotação (3,4 UA/ha) e a carga instantânea (143 UA/ha/24h) sugerem não apenas uma alta taxa de retorno de resíduos pelos dejetos, mas uma fertilização frequente da pastagem associada a um longo período de repouso, aumentando a produtividade do pasto. De fato, Dubeux Jr. et al., (2006b) observou maior retorno de resíduo e qualidade de resíduo em taxas de lotação mais altas, e também maior sequestro de C, (Conant; Paustian; Elliott, 2001; Dubeux Jr. et al., 2006a), especialmente em sistemas rotacionados. No PRV, a divisão da pastagem desempenha um importante papel ao garantir um período de repouso da herbivoria às plantas. Caso contrário, o pasto seria super pastejado e ocorreria a degradação do estoque de C (TANENTZAP; COOMES, 2012).

O efeito do rebanho em PRV é a provável razão da maior parte das diferenças. Tilman (1998) observou que a adição de esterco causou o aumento de 120% da matéria orgânica e nitrogênio no solo enquanto o menor revolvimento apenas 20% em 150 anos, devido a maior proporção e diversidade de compostos recalcitrantes. Isto demonstra que práticas conservacionistas são importantes para elevar o COS, mas práticas de acumulação têm maior potencial.

Ao comparar com outros usos do solo para a mesma região (GUADAGNIN, 2013), os estoques de COS (0-20cm) em sistemas de cultivo mínimo, SPD e pastagem perene foram 29,7, 34,6 e 33,7 Mg C ha<sup>-1</sup>, respectivamente, baseados na MOS e densidade solos fornecidas. Esses valores são menores que os encontrados na pastagem sob PRV e no SPD deste estudo, que foram de 69 e 56 Mg C ha<sup>-1</sup> para a mesma profundidade. De acordo com a classe de solo, o estoque de COS (0-30 cm) sob vegetação nativa para a região de estudo obtida por Bernoux et al. (2002) foi de 100 a 128 Mg C ha<sup>-1</sup> (para Latossolo e Cambissolo, respectivamente). Neste caso, o COS sob vegetação nativa pode ser maior que ambos os usos da terra. Contudo, outros estudos na região apontam menores estoques de COS em solo sob vegetação nativa (SORDI et al., 2009). Entretanto, o maioria do estoque de C em florestas não está no COS, mas na biomassa das árvores sobre o solo (COOK et al., 2014; SILVEIRA et al., 2013).

O manejo é um dos fatores que mais influenciam o COS. Em um mundo sofrendo fortes impactos devido às mudanças climáticas, as atividades antrópicas que resultam na provisão de serviços ecossistêmicos como a estocagem de carbono são altamente desejáveis. As pastagens sob PRV podem ser importantes reservas de carbono e o pagamento pelos serviços ecossistêmicos deveriam ser uma prioridade política para preservá-las, pois é mais fácil e rápido perder do que estocar COS. Por outro lado, o potencial de mitigação é limitado (SOMMER; BOSSIO, 2014) em solos onde o teor de C já atingiu um equilíbrio (SMITH, 2014). Assim, subsidiar a conversão de pastagens degradadas a este sistema de manejo poderá permitir rápidas e altas taxas de sequestro de carbono.

Estes resultados amostram para a sociedade uma oportunidade para a produção de leite e carne enquanto estoca-se carbono no solo. Entretanto, ainda existem algumas lacunas no conhecimento. O método de Covariância de Vórtices Turbulentos ou "*Eddy Covariance*" (BYRNE; KIELY; LEAHY, 2007; SOUSSANA et al., 2007) e a ferramenta da Avaliação do Ciclo de Vida poderão avaliar o balanço de carbono e os pontos de estrangulamento do sistema PRV. O estudo deste uso da terra em camadas mais profundas será interessante para estimar o COS menos sujeito às intempéries e indicar o papel que as árvores desempenham para o estoque de C neste sistema. Além disso, a avaliação do carbono  $\delta^{13}$  (ASSAD et al., 2013) poderá investigar o perfil da dinâmica do C após a mudança no uso da terra para este manejo.

## 2.4 Conclusão

A pastagem sob PRV teve maior capacidade de estocar C no solo do que a lavoura em plantio direto. Isto demonstra que o uso de grãos na alimentação de ruminantes nem sempre contribui para a redução do efeito estufa. Os resultados indicam que a lavoura em SPD pode estocar no solo  $92,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , enquanto pastagens sob PRV podem estocar  $121,7 \text{ Mg C ha}^{-1}$  da parte aérea até os 40 cm de profundidade. Mais de 94% do C da pastagem está no solo, o que enfatiza a importância da preservação dos estoques de C no solo. Pode-se não só preservar, mas estimular este uso da terra como uma ferramenta de provisão de serviços ecossistêmicos como a estocagem de carbono. Focar os esforços em pastagens degradadas poderá ter melhores e mais rápidos resultados para reduzir as consequências não esperadas do pastoreio de ruminantes no funcionamento do ecossistema e na mudança climática mundial.

## Capítulo 3

### **Avaliação do Ciclo de Vida na produção leiteira em Pastoreio Racional Voisin no Extremo Oeste de Santa Catarina**

O Pastoreio Racional Voisin (PRV) é um sistema de produção animal a base de pasto que pode viabilizar a melhoria da eficiência do uso da energia luminosa e a redução no consumo dos recursos fósseis (MACHADO, 2010), por meio do planejamento do manejo do agroecossistema que utiliza o conhecimento da fisiologia da pastagem, do comportamento animal e da dinâmica bioquímica do solo. Assim, o PRV pode contribuir com a diminuição de desordens ambientais. Portanto, este sistema de produção revela importância para o país e para a agricultura.

Pesquisas que avaliam o desempenho ambiental da cadeia produtiva do leite em países da Europa, Jordânia, Nova Zelândia e Estados Unidos pela Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) apontaram que o uso de concentrado, fertilizantes sintéticos para a adubação na produção de grãos e pastagens, a fermentação entérica dos animais e o manejo do esterco, como os principais pontos críticos sobre o ambiente (ALQAISI et al., 2014; BASSET-MENS; LEDGARD; BOYES, 2009; CASTANHEIRA et al., 2010; GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2013b; O'BRIEN et al., 2012).

Os estudos de ACV da produção leiteira do Brasil são incipientes. Os sistemas abordados no Sul Brasil como estudo de caso até então foram a base de pasto<sup>5</sup> (LÉIS, 2013), semiextensivo

---

<sup>5</sup> A base de pasto com fornecimento de concentrado após a ordenha, feno e silagem de milho.

(OLSZENSVSKI, 2011) semiconfinado (LÉIS, 2013) e confinado (LÉIS, 2013; OLSZENSVSKI, 2011). Assim, questiona-se qual a dimensão dos potenciais impactos ambientais associados à produção leiteira sob o sistema de manejo PRV.

A ACV é um método capaz de estimar o potencial dos impactos ambientais de um determinado sistema de produto em todo o seu ciclo de vida (GUINÉE et al., 2002), bem como apontar os pontos críticos deste (ABNT, 2009a). Em virtude disso, uma ACV da produção de leite sob PRV poderá apontar os alvos para a melhoria desse sistema. Assim, o propósito desta pesquisa foi avaliar o potencial de impactos ambientais e os pontos críticos associados a 1 kg do leite corrigido pela energia produzido em sistema de manejo PRV com a abordagem da ACV. Realizou-se também uma análise de sensibilidade das escolhas metodológicas, bem como do uso de ração na dieta dos animais e do uso de fertilizante nas pastagens sob PRV.

## **3.1 Material e Métodos**

### **3.1.1 Dados**

A seleção das propriedades foi baseada na utilização da tecnologia PRV em todas as estações do ano, onde aplicava-se o tempo ótimo de repouso, tempo de ocupação de no máximo 24 horas, divisão do rebanho em lotes de desmame e repasse, a não utilização de agrotóxicos, a redução ou dispensa do uso de fertilizantes, o não revolvimento do solo, não uso do fogo, pastagem polifítica, a introdução de árvores o uso de bebedouros nos piquetes (MACHADO, 2010; WENDLING; RIBAS, 2013). Além disso, outro critério foi a disponibilidade de documentação e informações precisas sobre os dados das entradas no sistema produtivo. Foi preciso uma grande quantidade de dados para a representatividade dos sistemas a serem avaliados. Desta forma as propriedades não foram selecionadas aleatoriamente (THOMASSEN et al., 2008a).

Para este estudo de ACV utilizou-se os dados médios da safra agrícola de 2013/2014 em 12 propriedades localizadas no Extremo Oeste do Estado de Santa Catarina, Brasil. A temperatura média anual na região foi de 19,3°C. As características gerais das propriedades podem ser visualizadas na Tabela 3.

Tabela 4. Dados médios e erro padrão das propriedades em sistema de Pastoreio Racional Voisin selecionadas.

Parâmetros	Unidade	Propriedades selecionadas
Propriedades	n	12
Pastagem em PRV	ha	7,3 (1,1)
Pastagem extensiva	ha	1,17 (0,7)
Lavoura	ha	2,85 (0,5)
Vacas em lactação	n	24 (2,5)
Período de lactação	dias	296 (9)
Idade da primeira lactação	meses	27 (1)
Longevidade	anos	8,2 (0,7)
Produção de leite	kg ECM/vaca	4147,3 (284,7)
Proteína do leite	%	4,1 (0,05)
Gordura do leite	%	3,3 (0,05)
Densidade animal <sup>a</sup>	UA/ha	3,8 (0,4)
Carga instantânea <sup>a</sup>	UA/ha/24 h	178,0 (19,4)
Intensidade animal	kg ECM/ha	394,4 (62,8)
Uso de diesel	L	275,4 (50,2)
Consumo de energia	kWh	7686,6 (1187,7)
Pesticidas na pastagem	L/ha	0
Pesticida na lavoura de silagem	L/ha	4,5 (0,5)

<sup>a</sup> UA: Unidade Animal, corresponde a 450 kg de peso vivo.

### 3.1.2 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Aplicou-se o método da ACV atribucional que segue as normas NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b). Os procedimentos detalhados da ACV seguem a estruturação recomendada pelas normas, em que estão dispostas em quatro etapas: definição do objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto de ciclo de vida e interpretação.



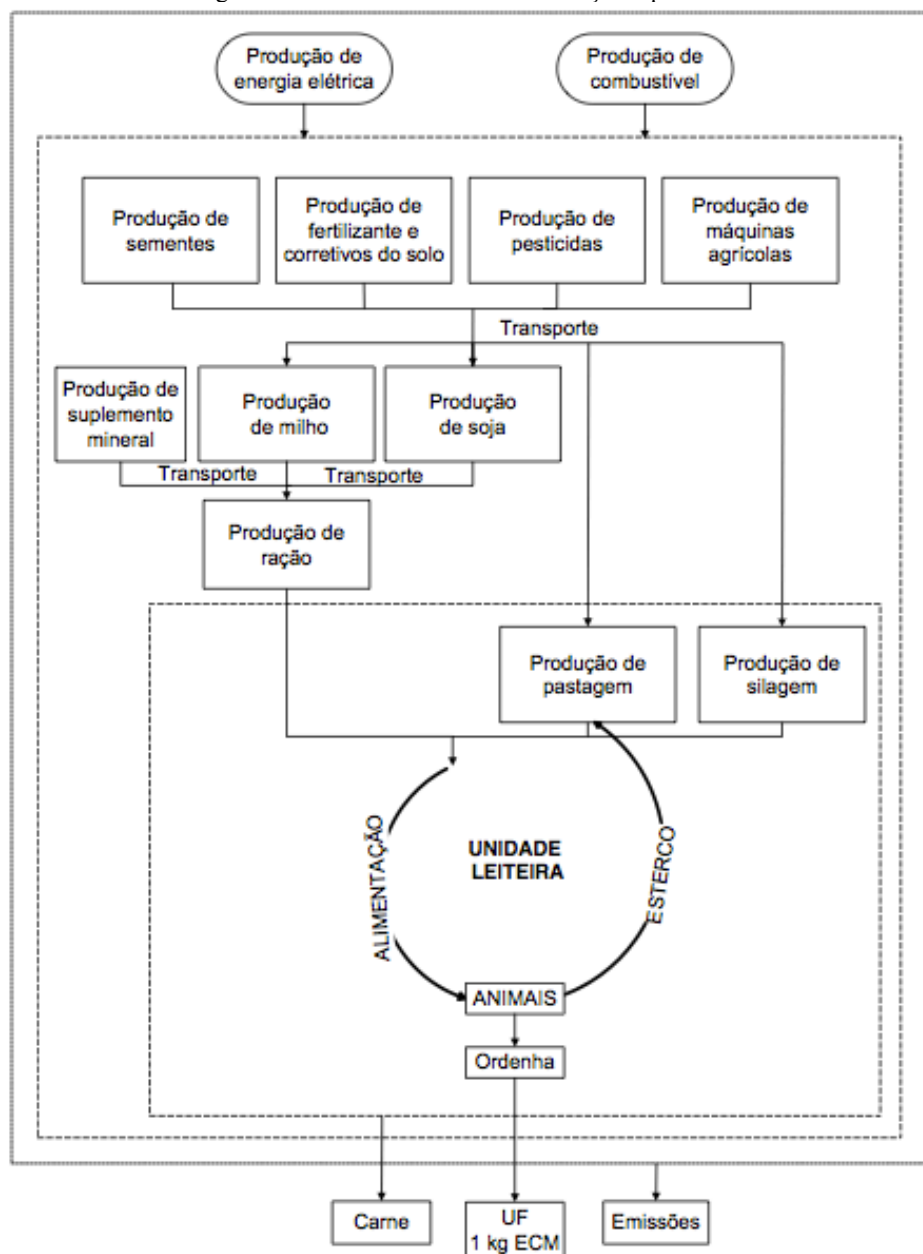
### 3.1.2.1 Objetivo e definição do escopo

Além de caracterizar o sistema de produção do PRV, um dos objetivos deste estudo foi compará-lo com outros sistemas de produção. Comparações devem ser realizadas com total consciência das incertezas (YAN; HUMPHREYS; HOLDEN, 2011). Para reduzir as incertezas, optou-se por determinar a unidade funcional, fronteira do sistema, método de avaliação e alocação similar aos dos estudos brasileiros de ACV para a produção de leite Olszensvski (2011) e Léis (2013). Assim, as categorias de impacto base (GUINÉE et al., 2002) escolhidas foram: mudança climática, acidificação, eutrofização marinha e de águas doces, ocupação de terras agrícolas e urbanas agrupadas em “uso da terra”, e demanda de energia.

A unidade funcional (UF) foi a produção de 1 kg de leite corrigido pela energia (Energy Corrected Milk - ECM) (SJAUNJA et al., 1990a, 1990b) em um ano agrícola. A fronteira do sistema foi caracterizada como “berço ao portão” da propriedade, ou seja, engloba desde a produção do combustível, energia elétrica, fertilizantes, pesticidas, silagem, concentrado, máquinas, suplementação mineral, entre outros insumos necessários à produção da UF até a entrega do leite no portão da fazenda (Figura 3). O estudo excluiu as etapas de processamento, uso e disposição final do leite e embalagens, bem como medicamentos e outros insumos com contribuição menor que 1% para os impactos. Emissões associadas a benfeitorias, medicamentos e material de limpeza não foram consideradas devido a ausência de dados.

Estudos do “berço ao túmulo” mostraram que o maior contribuinte para os impactos ambientais em toda cadeia de produtos lácteos é a fase de produção do leite cru na fazenda leiteira, ou seja, estão dentro do “berço ao portão” (CASTANHEIRA, 2008; DJEKIC et al., 2014; GUIGNARD et al., 2009; MENESES; PASQUALINO; CASTELLS, 2012; THOMA et al., 2013b), por isso, escolheu-se estas fronteiras.

Figura 6. Fronteiras do sistema do "berço ao portão".



### 3.1.2.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

No estágio da análise do inventário quantifica-se as entradas de matéria-prima e das saídas, como as emissões e resíduos, para cada processo elementar. A modelagem ACV foi realizada no software Simapro versão 8.0.4 (PRé Consultants, 2014). Os impactos relacionados às atividades na unidade leiteira foram calculados baseados em dados primários das entradas, como a produção de silagem, pastagem, animais e leite.

As emissões de metano são provenientes da fermentação entérica e dos dejetos, sobretudo em condição anaeróbica. As emissões entéricas dos animais foram calculadas de acordo com os modelos do Tier 2 propostos pelas Diretrizes para Inventários Nacionais de Gases do Efeito Estufa (IPCC, 2006b). O fator de conversão de metano ( $Y_m$ ) usado foi 8,3% de Primavesi et al. (2004), com dados para animais leiteiros de origem europeia a base de pasto no Brasil. Os autores estimaram o fator de conversão de  $CH_4$  produzido a partir de 65 Mcal de energia bruta ingerida e 0,016 Mcal/g  $CH_4$ , ou seja, 146 kg  $CH_4$ /vaca leiteira por ano em PRV. As emissões dos dejetos depositados em locais como sala de espera e ordenha, pavimentadas ou não, sem qualquer cobertura vegetal significativa, removidos periodicamente, em sistema “dry lot” (IPCC, 2006b), foram de 1,38 kg  $CH_4$ /vaca leiteira por ano.

A composição da dieta dos animais, bem como o consumo de matéria-seca e características de cada categoria animal, foram obtidos com o produtor. Ajustou-se os requerimentos diários pelo método do NRC (2001). A base da dieta dos animais nas propriedades em PRV foi de 76% a base de pasto polifítico, 15% silagem, 8% ração, sendo que 70% é milho, 25% farelo de soja e 6% suplemento mineral. O feno produzido da própria pastagem sob PRV era 9% da dieta das bezerras, fornecido apenas a esta categoria. Em sistema PRV, a colheita no ponto ótimo de repouso melhora a digestibilidade do pasto (BERTON, 2010; BOSCH et al., 2008; MACHADO FILHO, 2011). Então, estima-se 65% de digestibilidade do pasto considerando a faixa de 55 a 75% de digestibilidade do IPCC (2006). A raça era predominantemente europeia, Jersey e Holandês, sendo que o peso médio das vacas em lactação animais era de 429,5 kg.

As emissões de  $N_2O$  do manejo dos dejetos foram calculadas de acordo com as diretrizes do IPCC (2006a, 2006b). Os animais permaneciam 90% do dia em cercados na pastagem, com pastagem suficiente, o que exigia moderado gasto energético para adquirir

alimentos. Logo, contabilizou-se a maior parte das emissões diretas e indiretas de  $N_2O$  na categoria emissões de solos manejados do IPCC (2006b). As emissões de nitrogênio (N) excretado foram calculadas pela subtração do conteúdo total de N na dieta menos a quantidade de N no leite e N nas bezerras e novilhas (HENRIKSSON et al., 2011).

Outras emissões foram obtidas do banco de dados do Ecoinvent<sup>®</sup> (NEMECEK; KÄGI, 2007) originárias dos dados de entradas de sementes, calcário, fertilizantes, maquinário, operações agrícolas, combustível, óleo lubrificante e agrotóxicos da produção de silagem e pastagem, bem como das matérias-primas da suplementação mineral, devido à impossibilidade de coleta de dados primários. Os dados da produção e produtividade da pastagem em matéria-seca foram coletados *in situ*. Dados da produção de milho grão e farelo de soja foram modelados a partir de Alvarenga et al., (2012) e Prudêncio da Silva et al. (2014, 2010). As informações das emissões dos transportes foram obtidos de Spielmann et al. (2007). A produção de energia elétrica brasileira ocorre 1,8% em termelétricas, 84 % em hidrelétricas e 14,2% por outros meios. Assim, os dados das emissões do consumo de energia elétrica foram estimados de Treyer e Bauer (2014, 2013).

### **3.1.2.3 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)**

Constitui-se necessariamente pelas etapas de classificação, seleção dos indicadores de categoria, dos modelos de caracterização e caracterização. O método de AICV que gerou os dados discutidos neste trabalho foi o ReCiPe midpoint versão hierárquica modificado, com a adição da categoria de demanda acumulada de energia. No entanto, na comparação com os resultados dos outros estudos brasileiros utilizou-se o método CML 2 baseline 2000. As diferentes emissões foram classificadas em cada impacto avaliado e os efeitos ambientais foram quantificados em uma unidade equivalente para a categoria pelos modelos de caracterização, de acordo com a Tabela 4.

Tabela 5. Categorias de impacto e respectivas unidades, principais elementos contribuidores, fatores de caracterização e referências.

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Unidade</b>	<b>Elementos contribuidores</b>	<b>Fator de caracterização</b>	<b>Referência</b>
Mudança climática <sup>a</sup>	kg CO <sub>2</sub> equivalentes	CO <sub>2</sub>	1	IPCC (2007)
		CH <sub>4</sub>	25	
		N <sub>2</sub> O	298	
Acidificação	g SO <sub>2</sub> equivalentes	SO <sub>2</sub>	1	Goedkoop <sup>b</sup> et al. (2013)
		NH <sub>3</sub>	2,45	
		NO <sub>x</sub>	0,53	
Eutrofização de águas doces <sup>a</sup>	g P equivalentes	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1	Goedkoop <sup>b</sup> et al. (2013)
		P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,44	
		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,33	
Eutrofização marinha	g N equivalentes	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,028	Goedkoop <sup>b</sup> et al. (2013)
		NH <sub>3</sub>	0,092	
		N <sub>2</sub> O	0,039	
Ocupação da terra	m <sup>2</sup> .ano	Uso da terra	1	Goedkoop <sup>b</sup> et al. (2013)
Demanda de energia	MJ	Consumo de energia	1	Jungbluth e Frischknecht (2007) <sup>c</sup>

<sup>a</sup> Considerando horizonte de 100 anos.

<sup>b</sup> Baseado no Report I: Characterization, ReCiPe 2008.

<sup>c</sup> Baseado em Ecoinvent Reports, 2010.

### 3.1.2.4 Interpretação

É nesta etapa que são identificados os pontos críticos, conclusões, limitações e recomendações para o sistema analisado.

### 3.1.2.5 Análise da entrada de insumos

Com o objetivo de observar o efeito das duas estratégias de manejo descritas abaixo, agrupou-se as propriedades em diferente cenários, usou-se a média dos dados da produção do grupo e obteve-se os valores de cada categoria de impacto:

- Cenário com ração fazendo parte da dieta dos animais (oito propriedades) com o cenário sem ração (quatro propriedades);
- Cenário onde aplicava-se fertilizante sintético nas pastagem sob PRV (cinco propriedades) com o cenário sem fertilizante sintético (sete propriedades).

### **3.1.2.6 Análise de sensibilidade**

Variações nos resultados foram observadas de acordo com as escolhas metodológicas do método de avaliação (ReCiPe e CML 2 baseline 2000) e de alocação:

- Nenhuma alocação para carne, ou seja, todos os impactos atribuídos ao leite;
- Alocação econômica baseada na proporção entre as rendas da quantidade total de leite e de animais (vacas descartadas e bezerros) pagos ao produtor no portão da fazenda, onde 92,2% foi referente à produção de leite e 7,8% à produção de carne dos animais descartados. Os preços médios de 2013/2014 foram de R\$ 0,86 por litro de leite e R\$ 8,03 por kg de carne (EPAGRI, 2014);
- Alocação de massa baseada na proporção entre o total da quantidade de leite e carne vendidos, onde 99,1% foi referente à produção de leite e 0,9% à produção de carne dos animais descartados.

## **3.2 Resultados**

Os resultados de cada categoria de impacto avaliada, bem como da análise de sensibilidade e pontos críticos, estão apresentados na Tabela 5. Os resultados dos potenciais de impacto sem alocação entre leite e carne foram considerados na apresentação dos resultados de cada categoria e da discussão.

Tabela 6. Resultado da avaliação de impacto associado à produção de 1 kg ECM<sup>(1)</sup> em sistema de Pastoreio Racional Voisin.

Categoria de impacto	Unidade	ReCiPe			CML (sem alocação)	Ponto crítico
		Sem alocação	Alocação Econômica	Massa		
Mudança climática	kg CO <sub>2</sub> eq/ kg ECM	1,20	1,11	1,19	1,30	Animais, milho, fertilizante e diesel.
Acidificação	g SO <sub>2</sub> eq/ kg ECM	3,03	2,79	3,0	2,19	Grãos, fertilizante transporte e diesel.
Eutrofização em águas doces	g P eq/ kg ECM	7,71 x 10 <sup>-2</sup>	7,11 x 10 <sup>-2</sup>	7,64 x 10 <sup>-2</sup>	8,95 x 10 <sup>-1</sup>	Fertilizante, grãos e resíduo da mineração.
Eutrofização marinha	g N eq/ kg ECM	6,72 x 10 <sup>-1</sup>	6,2 x 10 <sup>-1</sup>	6,66 x 10 <sup>-1</sup>	-	Fertilizante, grãos e resíduo da mineração.
Uso da terra	m <sup>2</sup> .ano/ kg ECM	1,64 x 10 <sup>-1</sup>	1,51 x 10 <sup>-1</sup>	1,63 x 10 <sup>-1</sup>	1,64 x 10 <sup>-1</sup>	Milho, soja, semente pastagem e estradas.
Demanda de energia	MJ/ kg ECM	1,47	1,36	1,46	1,47	Fertilizantes das lavouras e pastagem, diesel do transporte de insumos e operações agrícolas

(1) ECM: leite corrigido pela energia (*Energy Corrected Milk*) (SJAUNJA et al., 1990a).

### 3.2.1 Potencial de Mudança Climática

Esta categoria relaciona-se às emissões dos gases do efeito estufa (GEE) ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$ ) padronizadas em função de suas massas de  $\text{CO}_2$  equivalente ( $\text{kg CO}_2 \text{ eq}$ ) (ROTZ; MONTES; CHIANESE, 2010). O resultado referente ao potencial de mudança climática está apresentado na Tabela 5. O processo que emite maior quantidade de emissão de  $\text{CO}_2 \text{ eq}$  no sistema PRV são os animais (75%), seguida da produção de grãos do concentrado (2%), fertilizantes (2%), transporte e diesel (2%). O potencial de mudança climática foi 8% maior nas propriedades onde a ração faz parte da dieta dos animais, quando comparado com as que não utilizam (Tabela 6). Isto ocorreu possivelmente devido às emissões da produção de grãos da ração (36 g  $\text{CO}_2 \text{ eq}$  a mais por kg ECM), e também devido às maiores emissões de consumo de diesel (83%), transporte (59%), produção e uso de fertilizantes (14%), e somente 1% maior referente ao metano animal. Nas propriedades onde aplicava-se fertilizante nas pastagens sob PRV, o potencial de mudança climática foi 21% menor que naquelas onde não ocorria esta prática (Tabela 7).

### 3.2.2 Acidificação

Na produção leiteira, o potencial de acidificação é contabilizado principalmente pelos processos que emitem a amônia, nitratos e sulfatos, que apresentam distintos potenciais de liberação de íons  $\text{H}^+$  (DIAS, 2011). O potencial de acidificação está apresentado na Tabela 5. Os processos que emitem maior quantidade de  $\text{SO}_2 \text{ eq}$  no sistema PRV foram a produção de ração (81%), seguida da produção e uso de fertilizantes (6%) e do transporte (3%).

Nas propriedades onde a ração era parte da dieta dos animais, o potencial de acidificação foi 600% maior do que naquelas onde a ração não fazia parte (Tabela 6), devido às emissões da produção de grãos da ração (3 g  $\text{SO}_2 \text{ eq}$  a mais por kg ECM) e as maiores emissões de consumo de diesel (73%), transporte (59%) e fertilizante (17%). De forma semelhante, este potencial foi 54% maior no cenário onde aplicava-se fertilizante do que naquele onde não se aplicava nas pastagens sob PRV (Tabela 7).



Tabela 7. Resultado da análise de sensibilidade dos cenários de propriedades que usava-se ração e sem ração na dieta dos animais. Sem alocação pelo método ReCiPe.

Categoria de impacto	Unidade	Uso de ração	Valor	Ponto crítico
Mudança climática	kg CO <sub>2</sub> eq/ kg ECM	Sim	1,28	Animais, grãos, transporte e fertilizantes.
		Não	1,18	Animais, fertilizante e transporte.
Acidificação	g SO <sub>2</sub> eq/ kg ECM	Sim	4,28	Grãos, fertilizante e transporte.
		Não	0,61	Fertilizante, transporte e diesel.
Eutrofização em águas doces	g P eq/ kg ECM	Sim	$1,06 \times 10^{-1}$	Fertilizante, grãos e resíduo da mineração do metal de máquinas agrícolas.
		Não	$0,62 \times 10^{-1}$	Fertilizante, resíduo da mineração do metal de máquinas agrícolas e devastação pela mineração.
Eutrofização marinha	g N eq/ kg ECM	Sim	$9,86 \times 10^{-1}$	Fertilizante, grãos e resíduo da indústria de máquinas agrícolas.
		Não	$0,73 \times 10^{-1}$	Fertilizante e resíduo da indústria de máquinas agrícolas.
Uso da terra	m <sup>2</sup> .ano/ kg ECM	Sim	$2,43 \times 10^{-1}$	Grãos, semente para pastagem e estradas.
		Não	$0,24 \times 10^{-1}$	Sementes para pastagem e estradas.
Demanda de energia	MJ/ kg ECM	Sim	2,42	Fertilizantes das lavouras e pastagem, diesel do transporte de insumos e operações agrícolas.
		Não	1,60	Fertilizantes silagem e pastagem, diesel do transporte de insumos e operações agrícolas.

(1) ECM: leite corrigido pela energia (*Energy Corrected Milk*) (SJAUNJA et al., 1990a).

Tabela 8. Resultado da análise de sensibilidade das propriedades agrupadas em com ou sem fertilizantes sintéticos na pastagem sob Pastoreio Racional Voisin. Sem alocação pelo método ReCiPe.

Categoria de impacto	Unidade	Uso de fertilizante na pastagem	Valor	Ponto crítico
Mudança climática	kg CO <sub>2</sub> eq/ kg ECM	Sim	1,08	Animais, fertilizantes e transporte.
		Não	1,38	Animais, transporte e grãos.
Acidificação	g SO <sub>2</sub> eq/ kg ECM	Sim	3,94	Grãos, fertilizante e transporte.
		Não	2,96	Grãos, fertilizante das lavouras e transporte.
Eutrofização em águas doces	g P eq/ kg ECM	Sim	1,17	Fertilizante, grãos e resíduo da indústria de máquinas agrícolas.
		Não	$6,62 \times 10^{-2}$	Grãos, fertilizante das lavouras e resíduo da indústria de máquinas agrícolas.
Eutrofização marinha	g N eq/ kg ECM	Sim	$8,36 \times 10^{-1}$	Fertilizante, grãos e resíduo da indústria de máquinas agrícolas.
		Não	$5,82 \times 10^{-1}$	Fertilizante, grãos e resíduo da indústria de máquinas agrícolas.
Uso da terra	m <sup>2</sup> .ano/ kg ECM	Sim	$2,03 \times 10^{-1}$	Grãos, sementes para pastagens, secagem de grãos e sementes e estradas.
		Não	$1,50 \times 10^{-1}$	Grãos, sementes para pastagens, secagem de grãos e sementes e estradas.
Demanda de energia	MJ/ kg ECM	Sim	2,47	Fertilizantes e diesel.
		Não	1,72	Fertilizantes e diesel.

(1) ECM: leite corrigido pela energia (*Energy Corrected Milk*) (SJAUNJA et al., 1990a).

### 3.2.3 Eutrofização

No método do ReCiPe, o impacto da eutrofização é dividido em duas categorias dependendo do nutriente limitante. Em ambientes marinhos o N é o nutriente limitante ao crescimento de plantas, e por isso, apenas as emissões de N são contabilizadas em g N equivalentes. Em águas doces, a eutrofização ocorre com o P como fator limitante. Logo, este método contabiliza apenas compostos de P na caracterização de eutrofização de águas doces, em g N equivalentes (GOEDKOOPE et al., 2013b).

No sistema de manejo PRV, o potencial de aumento excessivo de nutrientes aos corpos d'água (Tabela 5) foi proveniente principalmente das emissões da produção e uso de fertilizantes (37%) usados no cultivo de silagem, grãos e pastagem, da produção dos grãos da ração (34%) e do resíduo de enxofre provenientes da mineração do metal utilizado na fabricação de máquinas agrícolas da produção de silagem e concentrado (14%).

As propriedades que fornecem ração aos animais apresentaram potencial de eutrofização 72% maior que aquelas que não fornecem, em consequência das emissões da produção de grãos da ração ( $4 \times 10^{-2}$  g P eq a mais por kg ECM), das maiores emissões dos resíduos de enxofre da indústria de máquinas agrícolas (68%) e da produção e uso de fertilizantes (14%). As propriedades onde aplicava-se fertilizante nas pastagens sob PRV apresentaram potencial de eutrofização 77% maior que naquelas onde não se aplicava (Tabela 7). Da mesma forma, emitem três vezes mais P eq/kg ECM proveniente de fertilizantes, bem como, 45% e 20% a mais de P eq/ kg ECM devido a produção de grãos e resíduos da mineração do metal utilizado na fabricação de máquinas agrícolas, respectivamente.

### 3.2.4 Uso da terra

A “uso da terra” refere-se à área como recurso temporariamente indisponível para outros usos, tanto ocupação de terras agrícolas quanto em urbanas pelo ReCiPe. O uso total da terra está apresentado na Tabela 5. O processo que consome maior área de terras no sistema PRV é a produção de grãos (92%), seguida da produção de sementes para pastagem (3%) e de estradas para transporte dos insumos (1%). A

ocupação de terras nas propriedades onde a ração faz parte da dieta dos animais foi dez vezes maior que naquelas onde a ração não fazia parte (Tabela 6). Nestas propriedades, o consumo de ração foi de 1074 kg/vaca, o que resultava na ocupação de terras para grãos de 0,22 m<sup>2</sup>.ano/kg ECM. Aumentou também a ocupação devido beneficiamento de grãos, produção de fertilizantes e estradas. Em compensação, o uso de terras para produção de sementes para pastagem foi 24% menor.

Apesar da ocupação pela produção de fertilizante ser 50% maior nas propriedades onde usava-se fertilizante nas pastagens sob PRV, esta representou apenas 0,5% do uso da terra total. A ocupação nas propriedades com uso de fertilizante foi 35% maior (Tabela 7), devido ao maior consumo de grãos (952 kg/vaca) nestas do que naquelas onde não ocorria esta prática (527 kg/vaca). Em ambos casos, a produção e beneficiamento de grãos contribuiu com mais de 80% do uso da terra.

### **3.2.5 Demanda acumulada de energia**

O somatório da energia extraída de recursos da natureza para cumprir o sistema de produto investigado constitui-se a demanda acumulada de energia, que engloba recursos não renováveis e renováveis. O consumo total energia é apresentado na Tabela 5. Os processos de maior consumo no sistema PRV são a produção grãos da ração (41%), silagem (36%) e pastagem (22%) devido ao uso de uréia e diesel do transporte de insumos e operações agrícolas. Nas propriedades onde a ração faz parte da dieta dos animais, a demanda de energia foi 52% maior que naquelas onde a ração não fazia parte (Tabela 6). De forma similar, a demanda de energia foi 43% maior nas propriedades onde aplicava-se fertilizante, do que naquelas que não aplicavam nas pastagens sob PRV (Tabela 7).

## **3.3 Discussão**

Este é o primeiro trabalho a quantificar o potencial de impactos ambientais do PRV por meio da ACV. As emissões de metano representam 69% do potencial de mudança climática, o óxido nitroso 23% e o gás carbônico da combustão de fontes fósseis 7%. Logo, o ponto crítico desta categoria de impacto são as emissões entéricas dos

animais, assim como em outros sistemas (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011; O'BRIEN et al., 2012)., uma vez que a carga instantânea das propriedades estudadas representa uma alta intensidade animal por hectare (178 UA/ha/24 h).

A carga instantânea das propriedades estudadas representa uma alta intensidade animal por hectare (178 UA/ha/24 h), o que pode contribuir para a redução de emissões de GEE, uma vez que reduções significativas das emissões de GEE são relacionadas à intensificação, como aumento da produção por animal e densidade de lotação animal (BAVA et al., 2014). Assim, o aumento da produção por vaca leiteira (CAPPER; CADY; BAUMAN, 2009) criada a pasto é um ponto chave para a redução das emissões do gado leiteiro em PRV.

A análise de sensibilidade demonstrou que as propriedades em PRV que não utilizam grãos emitem 100 g CO<sub>2</sub> eq/ kg ECM a menos, do que aquelas que fornecem ração. Alguns estudos apontam que dietas com maior concentração de energia que o pasto, como milho, gordura e amido podem reduzir as emissões do ciclo de vida (BELFLOWER et al., 2012; GRAINGER; BEAUCHEMIN, 2011). Entretanto, ainda que a estratégia alimentar de inserção de concentrados na dieta para melhor conversão alimentar reduzam as emissões entéricas (HRISTOV et al., 2013), Williams et al. (2013) observaram que essa não é uma medida eficaz quando contabiliza-se as emissões da produção e transporte destes insumos, conforme os resultados encontrados para o PRV nesse estudo.

Nas propriedades onde aplica-se fertilizante nas pastagens, as emissões de CO<sub>2</sub> eq são menores devido à maior produtividade por vaca (4904 kg ECM/vaca/ano) nestas propriedades, do que naquelas sem fertilizantes na pastagem (3637 kg ECM/vaca/ano). Ou seja, mesmo com o aumento das emissões dos fertilizantes, estas foram diluídas devido à maior produção de kg ECM nestas propriedades. Isto aponta que a produtividade é um dos parâmetros mais influentes, como apontado por Audsley e Wilkinson (2014), visto que apenas as estratégias de manejo que aumentam a produtividade proporcionam uma redução substancial no potencial de impacto (BELFLOWER et al., 2012), devido ao efeito da diluição da manutenção do animal pelo aumento produtividade (CAPPER; CADY, 2012).

É paradoxal que o aumento do consumo de energia fóssil reduza o potencial de mudança climática, uma vez que há um consenso científico que o aumento dos GEE está relacionado com a queima de combustíveis fósseis (PICASSO et al., 2014). Ainda que o aumento de

produtividade represente uma importante estratégia para obter menor potencial de impacto de mudança climática, há o risco de haver um conflito entre a melhoria desta categoria com as variáveis ambientais de bem-estar animal, uso de pesticidas e perda de biodiversidade (RÖÖS; EKELUND; TJÄRNEMO, 2014). Por isso, a mudança climática não deve ser considerada sozinha na avaliação dos impactos sobre o meio ambiente (PICASSO et al., 2014).

É importante ressaltar que, em pesquisas que envolvem modelagem, o sistema é modelado sob a perspectiva do observador para representar o mundo real e procurar entendê-lo (FOERSTER; POERKSEN, 2002). O modelo não é fiel à realidade. Por isso, limitações metodológicas devem ser consideradas na extrapolações de resultados de estudos de ACV usadas em decisões para o mundo real. A ACV foi inicialmente desenhada para a indústria (WEILER et al., 2014). Assim, a maioria das pesquisas de ACV na agricultura não contabilizam o sequestro de carbono (PETERSEN et al., 2013), apesar de alguns estudos observarem esta importante propriedade emergente do sistema a base de pasto (BELFLOWER et al., 2012; NGUYEN et al., 2013), que é diferente do confinamento industrial. No entanto, o balanço completo de carbono em agroecossistemas está atrelado ao sequestro e estoque de carbono (C), e ainda, mais fortemente, nos sistemas com alta produtividade fotossintética, como o PRV.

Moreno (2011) estimou que a taxa mais baixa de sequestro de C encontrada em PRV foi de 46 t C/ha/ano. Ao considerar os dados médios de produção das propriedades, o potencial de emissão de CO<sub>2</sub> deste estudo e uma tonelada de C igual a 3,67 tonelada de CO<sub>2</sub>, (PETERSEN et al., 2013), estima-se um superávit de 1.112 t CO<sub>2</sub> ou 303 t C sequestrado/propriedade/ano. No entanto, neste cálculo não se contabiliza o aumento da taxa de respiração da maior biomassa de pastagem, mais alta produção de gases devido maior consumo de pasto, maiores emissões de esterco e urina. Portanto, uma pesquisa mais específica poderá fornecer dados precisos do balanço de C completo deste sistema, como pelo método *Eddy Covariance* e dados de manejo (BYRNE; KIELY; LEAHY, 2007; SOUSSANA et al., 2007).

A acidificação potencial é 83% proveniente da amônia, similar com outros sistemas (GUERCI et al., 2013; THOMASSEN et al., 2008a). Embora a silagem e a pastagem contribuam com 7% e 4%, respectivamente, 88% do potencial é emitido de insumos e da produção dos ingredientes da ração, principalmente fertilizantes sintéticos e transporte. Por isso, as propriedades em PRV que

fornece ração emitem 3,6 g SO<sub>2</sub> eq/ kg ECM a mais que aquelas que não fornecem. Logo, esta entrada no ciclo de vida aumenta as emissões devido ao maior consumo de diesel, a necessidade de construção de estradas, veículos para transporte, bem como todos os insumos da produção dos grãos e do suplemento mineral.

Apesar das emissões dos dejetos depositados no pasto serem importante fonte de emissão (CASTANHEIRA, 2008), em sistemas onde a ciclagem de nutrientes é melhorada, o esterco sobre o solo ocasiona menor potencial de acidificação do que o fertilizante sintético (DOLMAN et al., 2014). Observa-se isto na análise de sensibilidade, onde as propriedades que utilizavam fertilizante na pastagem apresentaram potencial de acidificação 54% maior que as propriedades que não utilizavam, devido às emissões da produção, transporte e aplicação do fertilizante. Assim, em PRV, o potencial de acidificação é baixo quando comparado a outros sistemas (Tabela 8).

O principal contribuinte para a eutrofização é a lixiviação de nitrogênio e erosão do cultivo de grãos e silagem (BATTINI et al., 2014). O ponto crítico do potencial de eutrofização está relacionado à produção de grãos, uso de fertilizantes na silagem e grãos e resíduo de enxofre proveniente da mineração do metal utilizado na fabricação de máquinas agrícolas. Observa-se a influência desses processos quando na análise de sensibilidade há um aumento de entorno de 70% das emissões, tanto no cenário onde utiliza-se ração, quanto no cenário onde aplica-se fertilizante na pastagem sob PRV.

Embora valores altos sejam esperados em alta densidade animal (THOMASSEN et al., 2008a), o potencial de eutrofização do PRV é baixo quando comparado com outros sistemas (Tabela 8). Não há modelos para estimar a eutrofização em PRV, onde há uma alta concentração de nutrientes dos dejetos da alta carga instantânea (Tabela 3) e alta ciclagem de nutrientes devido a biocenose do solo (MACHADO, 2010). Por outro lado, é possível que a dinâmica de liberação e retenção de nutrientes pelo ciclo de etileno (MACHADO; MACHADO FILHO, 2014; SMITH; COOK, 1974) nesse sistema ocasione menor lixiviação.

Em tratando-se de fertilização, a quantidade e intervalo corretos são importantes. Tilman (1998) observou que a prática convencional lixiviou 60% mais nitrato que o uso de esterco, pois neste último o C e N são acumulados devido ao esterco ter maior proporção e diversidade de material recalcitrante (lentamente biodegradável). Por estas diferenças, os modelos de caracterização provavelmente não

contemplam o nível de complexidade do sistema PRV. Além disso, o baixo valor também deve-se ao efeito do rebanho (SAVORY; BUTTERFIELD, 1999) que reduz ou dispensa a necessidade do uso de fertilizantes sintéticos na pastagem, na medida em que aumenta a produtividade do pasto.

Tabela 9. Comparação do potencial de impacto em Pastoreio Racional Voisin com os demais sistemas de manejo abordados em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida de leite no Sul do Brasil pelo método CML 2 baseline 2000.

Autor/ ano	Sistema de produção	Mudança climática	Acidificação	Eutrofização	Uso da terra	Demanda de energia
		kg CO <sub>2</sub> eq/ kg ECM	g SO <sub>2</sub> eq/ kg ECM	g PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq/ kg ECM	m <sup>2</sup> .ano/ kg ECM	MJ/ kg ECM
Olszensvski 2011	Semi extensivo	1,80	6,21	2,17	6,3	12,60
	Confinado	1,50	8,33	5,16	0,5	5,05
Léis 2013	A base de pasto	1,01	7,73	4,07	0,71	3,98
	Semi confinado	1,06	10,21	6,62	1,08	13,63
	Confinado	0,78	12,69	5,44	1,09	5,82
Seó 2015	Pastoreio Racional Voisin	1,3	2,19	8,95 x 10 <sup>-1</sup>	1,64 x 10 <sup>-1</sup>	1,47

Esta alta produtividade da pastagem pode justificar a baixa ocupação de terras para este sistema quando comparado a outros (Tabela 8). O inverso também é verdadeiro, quanto menor a produtividade maior o uso de terras. Enquanto a produtividade da pastagem em PRV neste estudo foi de 22 t MS/ha/ano, outro estudo em pastagem extensiva e melhorada no Sul do Brasil apontou produtividades de 11,5 t e 3 t MS/ha/ano, respectivamente (DICK; ABREU DA SILVA; DEWES, 2014).

Entre os estudos de ACV brasileiros de leite, nenhum contemplou o manejo rotativo. Em ACV de carne, (DICK; ABREU DA SILVA; DEWES, 2015) verificaram que o melhoramento da pastagem nativa com a diversificação de espécies forrageiras associada ao manejo rotacionado diário foi capaz de reduzir em 94,8% o uso da terra da pastagem extensiva nativa no Sul do Brasil. Os autores defendem que a



alta qualidade e produção de pasto do sistema mencionado está relacionado à redução na taxa de senescência e perda de pasto pelo pisoteio, e torna-se a razão desta altíssima redução de ocupação da terra. Logo, o PRV destaca-se nesta categoria de impacto por ser um sistema a base de pasto que necessita de menor quantidade de terras que os sistemas confinados brasileiros (Tabela 8).

No PRV, a produção de grãos é o processo que indisponibiliza maior área para outros usos, e por isso, também possível maior perda de biodiversidade. A análise de sensibilidade revelou que nas propriedades que usam ração a ocupação de terras para grãos foi de 0,22 m<sup>2</sup>.ano/kg ECM, o que resultava no uso da terra dez vezes maior que naquelas que não forneciam ração. Da mesma forma, o uso da terra foi maior nas propriedades que usavam fertilizante na pastagem, pois consumo de grãos nestas era maior que nas demais.

A demanda de energia foi relacionada ao consumo de uréia, diesel, transporte de insumos e operações agrícolas. De forma semelhante, Upton et al. (2013) observaram que 57%, 21% e 8% da demanda de energia estava relacionada à aplicação de fertilizantes, produção e transporte de concentrado, e ao consumo de combustíveis. Na análise de sensibilidade, as propriedades que utilizavam ração e fertilizante, a demanda de energia foi 52% e 43% maior, respectivamente, o que demonstra que processos que dependem altamente de energia fóssil têm maior demanda de energia.

No PRV, o manejo permite o aumento da conversão da energia luminosa em energia química da matéria-seca do pasto, e reduz a o consumo de energias fósseis (MACHADO, 2010). Um exemplo é a alta carga instantânea dos dejetos dos animais que pode dispensar o uso de fertilizantes na pastagem. No entanto, o planejamento para lidar com a oscilação sazonal de produção das forrageiras induz alguns dos produtores a utilizarem fertilizante na pastagem, bem como produzirem silagem, os quais demandam energia fóssil.

### 3.3.1 Análise de sensibilidade

Distintos métodos de avaliação resultaram em diferentes resultados (Tabela 5). No método CML 2 baseline 2000, o potencial de mudança climática foi 8,3% maior que o ReCiPe. Por outro lado, o potencial de acidificação foi 38,4% menor. O potencial de eutrofização (g PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-eq) no CML não é dividido em eutrofização marinha (g N eq) e

de águas doces (g P eq) como o ReCiPe, e portanto, não são comparáveis no quesito eutrofização, pois trabalham com diferentes.

Os menores valores de impacto por kg de leite foram obtidos quando 92,2% das emissões foram alocadas para leite na alocação econômica, enquanto os maiores valores foram obtidos obviamente com nenhuma alocação. Apenas 0,9% dos impactos foram referentes à carne na alocação de massa. Assim, os resultados para todas categorias foram de 0,5 a 1% menores na alocação de massa do que sem alocação. Por outro lado, os resultados da alocação econômica foram de 7,5 a 8% menores que os sem alocação. Isto demonstra que a escolha do método de alocação do co-produto e de avaliação afeta os resultados. A alocação se faz necessária, pois em um sistema de produção de leite ocorre simultaneamente com co-produtos como: esterco e carne dos animais descartados como vacas velhas e bezerros machos. Pressupõe-se que todo o esterco é consumido na própria unidade leiteira, depositado na pastagem, e logo, não é necessário alocação para este co-produto (FLYSJÖ et al., 2011a).

### 3.4 Conclusão

O potencial de impacto ambiental de 1 kg de leite corrigido pela energia produzido em PRV apresentou menores valores que os relatados para outros sistemas no Brasil para as categorias de acidificação, eutrofização, uso da terra, demanda de energia, exceto mudança climática. Portanto, sistemas a base de pasto não são iguais.

O pontos críticos da produção de leite em PRV são os insumos externos da propriedade: grãos da ração e os fertilizantes utilizados na produção de grãos, silagem e pastagem, em geral, insumos que dependem de energia fóssil. Na análise de entrada de insumos, observou-se que o uso de ração não representa uma estratégia de redução dos impactos, de acordo com a metodologia adotada. O uso de fertilizantes apresentou um conflito entre o potencial de mudança climática e as outras categorias, razão pela qual a mudança climática não deve ser considerada sozinha em avaliações de impacto ambiental.

A diminuição do consumo de ração requer a melhoria da conversão alimentar para animais criados a pasto com o intuito de melhorar a produtividade dos mesmos em condições tropicais. Da mesma forma, reduzir o uso de fertilizantes significa direcionar os esforços ao desenvolvimento de estratégias de manejo de compensação

da flutuação estacional que dispense o uso de insumos fósseis para melhoria da pastagem e produção de silagem. Portanto, melhorias na produtividade e uso dos recursos são as melhores estratégias para reduzir os potenciais impactos ambientais do PRV. Este sistema apresenta importantes estratégias de manejo para o país e para a agricultura que tem como intuito reduzir o potencial de impacto ambiental da pecuária.

## Capítulo 4

### Considerações Finais

No capítulo 2, os dados demonstraram que PRV apresenta a capacidade de estocar 121,7 Mg C/ha (parte aérea, raízes e solo) até os 40 cm de profundidade. Mais de 90% do estoque de C do sistema está no solo, o que destaca a importância de preservação das reservas de C em forma de matéria orgânica do solo em sistemas agrícolas. A pastagem sob PRV (115,9 Mg C/ha) estoca maior quantidade de C que a lavoura sob plantio direto (92,5 Mg C/ha). Portanto, para aumentar a provisão do serviço ecossistêmico da estocagem de C no solo, alimentar os animais com alimento provenientes de pastagem sob PRV é melhor que com alimento provenientes de lavoura sob plantio direto.

Apesar disso, observou-se através do estudo de ACV no capítulo 3, que os pontos críticos de emissões da produção de leite em PRV não foram as produções de pastagem sob PRV, nem tão quanto de silagem sob plantio direto, e sim a produção de grãos da ração e os fertilizantes utilizados na produção de grãos, silagem e pastagem.

O ponto crítico de emissão de GEE, ou seja, de CO<sub>2</sub> equivalente, são as emissões entéricas dos animais. A análise de entrada de insumos aponta que o uso de ração na dieta aumentou o potencial de todos os impactos. Logo, o uso de ração não representa uma estratégia de redução dos impactos, de acordo com a metodologia utilizada. Da mesma forma, a utilização de fertilizantes na pastagem apresentou o mesmo comportamento, exceto para o potencial de mudança climática, que apresentou um *trade-off* com as outras categorias de impacto, razão pela qual o potencial de mudança climática não deve ser considerado sozinho em avaliações de impacto ambiental. Apesar da mudança

climática representar uma ameaça à humanidade, medidas para a redução da mesma não devem ser contraditórias a outras categorias de impacto, nem baseadas na redução do bem-estar animal, na perda de biodiversidade e no uso de energia fóssil. Portanto, a melhoria produtiva baseada em energia solar pode viabilizar a redução das emissões por kg de leite, como ocorre neste sistema.

A produção de leite em PRV apresentou menor potencial de impacto para acidificação, eutrofização e uso da terra, que todos os outros sistemas encontrados na literatura dos últimos seis anos. Parte da explicação baseia-se na alta produtividade da pastagem alcançada com o uso de poucos insumos dependentes de energias fósseis e o baixo consumo de ração. Este sistema a pasto tem o alicerce no aumento e conservação do carbono orgânico (matéria orgânica), e logo, da biocenose do solo, para alcançar a melhoria da ciclagem de nutrientes. Como consequência, é possível reduzir o uso de insumos externos baseados em energias fósseis, e logo, diminuir as emissões.

Assim, os resultados da ACV demonstram que o PRV é um sistema de produção de leite de baixo impacto ambiental em relação às categorias de impacto analisadas. Porém, em relação à categoria mudança climática, um balanço completo de C poderá indicar se a fermentação entérica neste sistema é realmente um problema, ou se o sequestro de carbono neutraliza as emissões de GEE. Por enquanto, a partir dos resultados do capítulo 2, é possível inferir que o estoque de carbono em PRV demonstra que há um maior retorno de resíduos ao solo na pastagem sob PRV do que na lavoura em plantio direto. Logo, o estoque de C no solo depende, não só da conservação do C no solo, como ocorre no plantio direto, mas da velocidade e quantidade da introdução C nas reservas no solo, que podem ser aumentadas pelas técnicas do manejo PRV.

Este trabalho aborda as estimativas das emissões de poluentes inerentes à produção de leite em PRV por meio do método da ACV. No entanto, em um agroecossistema propriedades emergentes surgem, como o estoque de carbono no sistema planta-solo. Assim, constata-se que não é interessante caracterizar os sistemas de pastagem apenas pela abordagem da ACV, pois é sujeito que outras características importantes do sistema sejam negligenciadas, e logo, conduza a conclusões e decisões equivocadas. O PRV pode ser uma ferramenta para conciliar a produção de leite e menores impactos ambientais que os sistemas convencionalmente usados na atualidade.

## Referências

ABBERTON, M.; CONANT, R.; BATELLO, C. **Grassland carbon sequestration : management, policy and economics**. Rome: Food and Agriculture Organization of United Nations (FAO), Integrated Crop Management, v.11, 342 p., 2010.

ABNT. NBR ISO 14040: Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**, v. 21, p. 28, 2009a.

ABNT. NBR ISO 14044. Gestão Ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida: Requisitos e Orientações. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**, v. 46, p. 50, 2009b.

ACOSTA-ALBA, I. et al. Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: an application to dairy farms in Brittany. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 160–167, jun. 2012.

ADOM, F. et al. Carbon footprint analysis of dairy feed from a mill in Michigan, USA. **International Dairy Journal**, v. 31, p. S21–S28, abr. 2013.

ALQAISI, O. et al. Nutritional and ecological evaluation of dairy farming systems based on concentrate feeding regimes in semi-arid environments of Jordan. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 21, n. 1, p. 41–55, jan. 2014.

ALVARENGA, R. A. F. DE. **Avaliação de métodos de AICV: um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte**. 2010. 158 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2010.

ALVARENGA, R. A. F. DE; DA SILVA JÚNIOR, V. P.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 25–32, jun. 2012.

ASSAD, E. D. et al. Changes in soil carbon stocks in Brazil due to land use: paired site comparisons and a regional pasture soil survey. **Biogeosciences**, v. 10, n. 10, p. 6141–6160, 1 out. 2013.

ASSELIN-BALENÇON, A. C. et al. Dairy farm greenhouse gas impacts: A parsimonious model for a farmer's decision support tool. **International Dairy Journal**, v. 31, p. S65–S77, abr. 2013.

AUDSLEY, E.; WILKINSON, M. What is the potential for reducing national greenhouse gas emissions from crop and livestock production systems? **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 263–268, jun. 2014.

BAEK, C.; LEE, K.; PARK, K. Quantification and control of the greenhouse gas emissions from a dairy cow system. **Journal of Cleaner Production**, v. 70, p. 50–60, 2014.

BARTL, K.; GÓMEZ, C. A.; NEMECEK, T. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 13, p. 1494–1505, set. 2011.

BASSET-MENS, C.; LEDGARD, S.; BOYES, M. Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. **Ecological Economics**, v. 68, n. 6, p. 1615–1625, abr. 2009.

BATTINI, F. et al. Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. **Science of the Total Environment**, v. 481, p. 196–208, 2014.

BAVA, L. et al. How can Farming intensification affect the environmental impact of milk production? **Journal of Dairy Science**, v. 97, p. 1–15, 2014.

BEAUCHEMIN, K. A. et al. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 6, p. 371–379, jul. 2010.

BEAUCHEMIN, K. A. et al. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based

life cycle assessment. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 663–677, jun. 2011.

BELFLOWER, J. B. et al. A case study of the potential environmental impacts of different dairy production systems in Georgia. **Agricultural Systems**, v. 108, p. 84–93, abr. 2012.

BELL, L. W. et al. Soil profile carbon and nutrient stocks under long-term conventional and organic crop and alfalfa-crop rotations and re-established grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 158, p. 156–163, set. 2012.

BENISTON, J. W. et al. Soil organic carbon dynamics 75 years after land-use change in perennial grassland and annual wheat agricultural systems. **Biogeochemistry**, v. 120, n. 1-3, p. 37–49, 16 abr. 2014.

BERLIN, J. Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. **International Dairy Journal**, v. 12, n. 11, p. 939–953, jan. 2002.

BERLIN, J.; SONESSON, U. Minimising environmental impact by sequencing cultured dairy products: two case studies. **Journal of Cleaner Production**, v. 16, n. 4, p. 483–498, mar. 2008.

BERNOUX, M. et al. Brazil's Soil Carbon Stocks. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, n. 3, p. 888, 2002.

BERTON, C. T. **Efeito de diferentes tempos de repouso sobre a parte aérea, sistema radicular e comportamento de pastoreio de vacas leiteiras em uma pastagem polifítica**. 2010. 94 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

BEUKES, P. C.; GREGORINI, P.; ROMERA, A. J. Estimating greenhouse gas emissions from New Zealand dairy systems using a mechanistic whole farm model and inventory methodology. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 708–720, jun. 2011.



BOER, I. J. M. DE. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. **Livestock Production Science**, v. 80, p. 69–77, 2003.

BOHM, W. **Methods of Studying Root Systems**. 1st editio ed. Göttingen, Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1979. p. 188

BOLINDER, M. A. et al. Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 82, n. 4, p. 731–737, out. 2002.

BORDIN, I. et al. Matéria seca, carbono e nitrogênio de raízes de soja e milho em plantio direto e convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 12, p. 1785–1792, 2008.

BOS, J. F. F. P. et al. Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. **NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences**, v. 68, p. 61–70, 2014.

BOSCH, D. J. et al. Farm returns to carbon credit creation with intensive rotational grazing. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 63, n. 2, p. 91–98, 1 mar. 2008.

BYRNE, K. A.; KIELY, G.; LEAHY, P. Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 121, n. 4, p. 357–364, ago. 2007.

CAPPER, J. L. The environmental impact of beef production in the United States: 1977 compared with 2007. **Journal of Animal Science**, v. 89, n. 12, p. 4249–61, dez. 2011.

CAPPER, J. L. Is the Grass Always Greener? Comparing the Environmental Impact of Conventional, Natural and Grass-Fed Beef Production Systems. **Animals**, v. 2, n. 4, p. 127–143, 10 abr. 2012.

CAPPER, J. L.; CADY, R. A. A comparison of the environmental impact of Jersey compared with Holstein milk for cheese production. **Journal of Dairy Science**, v. 95, n. 1, p. 165–76, jan. 2012.

CAPPER, J. L.; CADY, R. A; BAUMAN, D. E. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007. **Journal of Animal Science**, v. 87, n. 6, p. 2160–7, jun. 2009.

CASTANHEIRA. **Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos lácteos fabricados em Portugal continental**. 2008. 151p. Dissertação (Mestrado em Energia e Gestão do Ambiente) - Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro. 2008.

CASTANHEIRA, É. G. et al. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 7, p. 498–507, set. 2010.

CEDERBERG, C. et al. **Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat , milk and eggs 1990 and 2005**. 2009. 97p. **The Swedish Institute for Food and Biotechnology**, SIK - report, n.793, 2009

CEDERBERG, C. et al. Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 5, p. 1773–9, 1 mar. 2011.

CEDERBERG, C.; MATTSSON, B. Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, n. 1, p. 49–60, fev. 2000.

CEDERBERG, C.; MEYER, D.; FLYSJÖ, A. **Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production**. 2009b. 77p. **The Swedish Institute for Food and Biotechnology**, SIK report, n. 792, 2009b.

CEDERBERG, C. et al. Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 5, p. 1773–9, 1 mar. 2011.

CEDERBERG, C.; MATTSSON, B. Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. **Journal of Cleaner Production**, v. 8, n. 1, p. 49–60, fev. 2000.

CEDERBERG, C.; MEYER, D.; FLYSJÖ, A. **Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production**. [s.l.: s.n.].

CEDERBERG, C.; STADIG, M. System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 6, p. 350–356, 2003.

CHRISTIE, K. M.; RAWNSLEY, R. P.; ECKARD, R. J. A whole farm systems analysis of greenhouse gas emissions of 60 Tasmanian dairy farms. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 653–662, jun. 2011.

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. **Ecological Applications**, v. 11, n. 2, p. 343–355, 2001.

CONANT, R. T.; SIX, J.; PAUSTIAN, K. Land use effects on soil carbon fractions in the southeastern United States. I. Management-intensive versus extensive grazing. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, n. 6, p. 386–392, 1 out. 2003.

COOK, R. L. et al. Soil carbon stocks and forest biomass following conversion of pasture to broadleaf and conifer plantations in southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 324, p. 37–45, jul. 2014.

CORDEIRO, F. L. M. **Efeito do Pastoreio Racional Voisin na pastagem , no pastoreio e na compactação do solo**. 2008. 101 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

COSTA, J. H. C. et al. A survey of management practices that influence production and welfare of dairy cattle on family farms in southern Brazil. **Journal of Dairy Science**, v. 96, n. 1, p. 307–17, jan. 2013.

CROSSON, P. et al. A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 29–45, jun. 2011.

CULMAN, S. W. et al. Long-term impacts of high-input annual cropping and unfertilized perennial grass production on soil properties and belowground food webs in Kansas, USA. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 137, n. 1-2, p. 13–24, 15 abr. 2010.

DALGAARD, R.; SCHMIDT, J.; FLYSJÖ, A. Generic model for calculating carbon footprint of milk using four different LCA modelling approaches. **Journal of Cleaner Production**, p. 1–8, 2014.

DANESHI, A. et al. Greenhouse gas emissions of packaged fluid milk production in Tehran. **Journal of Cleaner Production**, v. 80, p. 150–158, out. 2014.

DIAS, S. I. L. **Análise de estudos de avaliação de ciclo de vida para os laticínios**. 2011. 64 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro. 2011.

DICK, M.; ABREU DA SILVA, M.; DEWES, H. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, p. 1–9, fev. 2014.

DICK, M.; ABREU DA SILVA, M.; DEWES, H. Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil – Evaluation using farm-based life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 58–67, jan. 2015.

DJEKIC, I. et al. Environmental life-cycle assessment of various dairy products. **Journal of Cleaner Production**, v. 68, p. 64–72, abr. 2014.

DOLMAN, M. A. et al. Benchmarking the economic, environmental and societal performance of Dutch dairy farms aiming at internal recycling of nutrients. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 245–252, jun. 2014.

DOREAU, M. et al. Enteric methane production and greenhouse gases balance of diets differing in concentrate in the fattening phase of a beef production system. **Journal of Animal Science**, v. 89, n. 8, p. 2518–28, ago. 2011.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. Litter Mass, Deposition Rate, and Chemical Composition in Bahiagrass Pastures Managed at Different Intensities. **Crop Science**, v. 46, n. 3, p. 1299, 2006a.

DUBEUX JR., J. C. B. et al. Management intensity affects density fractions of soil organic matter from grazed bahiagrass swards. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 9, p. 2705–2711, set. 2006b.

DUDLEY, Q. M. et al. Uncertainties in life cycle greenhouse gas emissions from U.S. beef cattle. **Journal of Cleaner Production**, v. 75, p. 31–39, jul. 2014.

EADY, S.; VINER, J.; MACDONNELL, J. On-farm greenhouse gas emissions and water use: case studies in the Queensland beef industry. **Animal Production Science**, v. 51, n. 8, p. 667, 2011.

EDWARDS-JONES, G.; PLASSMANN, K.; HARRIS, I. M. Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. **The Journal of Agricultural Science**, v. 147, n. 06, p. 707, 1 set. 2009.

ELLERT, B. H.; JANZEN, H. H.; BREMER, E. Measuring Change in Soil Organic Carbon Storage. In: CARTER, M.; GREGORICH, E. (Eds.). **Soil sampling and methods of analysis**. 2nd. ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 25–38.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solos**. 2nd. ed. EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ), 1997. p. 212

EPAGRI. **Preços agrícolas**. Disponível em: <[http://www.epagri.sc.gov.br/?page\\_id=2711](http://www.epagri.sc.gov.br/?page_id=2711)>. Acesso em: 3 dez. 2014.

ERPEN, J. G. **A construção de um sistema agroecológico para a bovinocultura: “O PRV e a Fazenda Quero-Quero.”** 2004. 126 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

FANTIN, V. et al. Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 150–159, jun. 2012.

FAO. **FAO Statistical Yearbook 2013: World food and agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2013. 307 p.

FAOSTAT. **Agriculture Data**. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/573/default.aspx#ancor>>. Acesso em: 12 maio. 2014.

FARLEY, B. J. et al. How valuing nature can transform agriculture. **Solutions for a Sustainable and Desirable Future**, v. 2, n. 6, p. 64–73, 2012.

FEARNSIDE, P. M. Amazon Forest maintenance as a source of environmental services. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 80, n. 1, p. 101–14, mar. 2008.

FILHO, R. R. L.; POMBO, G. Aumenta o consumo de queijo no Brasil. **Scot Consultoria: Carta do Leite**, v. Ano 6, p. 1–2, 2010.

FLYSJÖ, A. et al. How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 5, p. 420–430, 7 abr. 2011a.

FLYSJÖ, A. et al. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. **Agricultural Systems**, v. 104, n. 6, p. 459–469, jul. 2011b.

FLYSJÖ, A. et al. The interaction between milk and beef production and emissions from land use change – critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 134–142, jun. 2012.

FLYSJÖ, A.; THRANE, M.; HERMANSEN, J. E. Method to assess the carbon footprint at product level in the dairy industry. **International Dairy Journal**, v. 34, n. 1, p. 86–92, jan. 2014.

FOERSTER, H. VON; POERKSEN, B. **Understanding Systems: Conversations on Epistemology and Ethics**. Heidelberg: Carl-Auer-Systeme Verlag, 2002. p. 158

FOLEY, P. A. et al. Whole-farm systems modelling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 142, n. 3-4, p. 222–230, ago. 2011.

GARDNER, A. L. **Técnicas de pesquisa em pastagem e aplicabilidade de resultados em sistema de produção**. Brasília: IICA/EMBRAPA\_CNPGL, 1986. p. 197

GATTO, A. **Estoques de carbono no solo e na biomassa de plantações de eucalipto na região centro-leste do estado de Minas Gerais**. 2005. 73 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, 2005.

GERBER, P. et al. **Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector - A Life Cycle Assessment**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. 2010. 98 p.

GERBER, P. et al. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. **Livestock Science**, v. 139, n. 1-2, p. 100–108, jul. 2011.

GERBER, P. J. et al. **Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. 2013. 139 p.

GOEDKOOOP, M. et al. **Introduction to LCA with SimaPro**. Netherlands: PRé Consultants, 2013a.

GOEDKOOOP, M. et al. **ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**. Netherlands: PRé Consultants, CML, RUN, RIVM, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM). 133 p. 2013b.

GOLLNOW, S. et al. Carbon footprint of milk production from dairy cows in Australia. **International Dairy Journal**, v. 37, n. 1, p. 31–38, jul. 2014.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S. et al. Using Life Cycle Assessment methodology to assess UHT milk production in Portugal. **Science of the Total Environment**, v. 442, p. 225–234, 2013a.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S. et al. Environmental performance of a Portuguese mature cheese-making dairy mill. **Journal of Cleaner Production**, v. 41, p. 65–73, fev. 2013b.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S. et al. Environmental Life Cycle Assessment of a Galician cheese: San Simon da Costa. **Journal of Cleaner Production**, v. 52, p. 253–262, ago. 2013c.

GRAINGER, C.; BEAUCHEMIN, K. A. Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 308–320, jun. 2011.

GUADAGNIN, C. A. **Avaliação de cenários hidroagrícolas em sistemas de produção de base familiar na região do Extremo Oeste Catarinense**. 2013. 86 p. Tese (Doutorado). Programa de Sistemas de Produção Agrícola Familiar, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, RS. 2013.

GUERCI, M. et al. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark , Germany and Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 54, p. 133–141, 2013.

GUERCI, M. et al. Effect of summer grazing on carbon footprint of milk in Italian Alps: a sensitivity approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 236–244, jun. 2014.

GUIGNARD, C. et al. **Environmental Ecological Impact of the Dairy Sector: Literature review on dairy products for an inventory of key issues. List of environmental initiatives and influences on the dairy sector**. International Dairy Federation. Bulletin of International Dairy Federation. Report No.: 436, Belgium: 2009. 66 p.



GUINÉE, J. B. et al. **Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards**. Leiden, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2002. p. 687 p.

GUSTAVSSON, J. et al. **Global food losses and food waste: extent, causes and prevention**. Rome, Italy: FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Annex 4. 2011. 38 p.

HAGEMANN, M. et al. Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. **Animal Feed Science and Technology**, v. 166-167, p. 46–58, jun. 2011.

HAGEMANN, M. et al. Contribution of milk production to global greenhouse gas emissions. An estimation based on typical farms. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 19, n. 2, p. 390–402, mar. 2012.

HAIRIAH, K. et al. **Measuring Carbon Stocks Across Land Use Systems: a Manual**. Bogor, Indonesia: World Agroforestry Center (ICRA), SEA Regional Office, 2010. p. 155

HAVLIKOVA, M.; KROEZE, C.; HUIJBREGTS, M. A. J. Environmental and health impact by dairy cattle livestock and manure management in the Czech Republic. **The Science of the Total Environment**, v. 396, n. 2-3, p. 121–31, 25 jun. 2008.

HENRIKSSON, M. et al. Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms. **Animal**, v. 5, n. 9, p. 1474–84, ago. 2011.

HRISTOV, A. N. et al. **Mitigation of greenhouse gas emissions from livestock production - A review of technical options for non-CO2 emissions**. Edited by Pierre J. Gerber, Benjamin Henderson and Harinder P.S. Makkar. FAO Animal Production and Health Paper No. 177. FAO, Rome, Italy.

HÜNERBERG, M. et al. Feeding high concentrations of corn dried distillers' grains decreases methane, but increases nitrous oxide emissions from beef cattle production. **Agricultural Systems**, v. 127, p. 19–27, maio 2014.

IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental panel on climate change. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. Chapter 11: N<sub>2</sub>O emissions from managed soil, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application. In: **Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use**. [s.l.] IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006a. p. 1–54.

IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental panel on climate change. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. Chapter 10: Emissions from livestock and manure management. In: **Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use**. [s.l.] IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2006b. p. 1–87.

IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. In: SOLOMON, S. et al. (Eds.). . **Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. United Kingdom: Cambridge University Press, 2007. p. 1007.

IRIBARREN, D. et al. Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. **The Science of the Total Environment**, v. 409, n. 10, p. 1786–98, 15 abr. 2011.

JOHNSTON, A. E.; POULTON, P. R.; COLEMAN, K. Soil Organic Matter: Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. In: **Advances in Agronomy**. Chapter 1. Elsevier, 2009. v. 101, p. 1–57.

KIMMING, M. et al. Replacing fossil energy for organic milk production – potential biomass sources and greenhouse gas emission reductions. **Journal of Cleaner Production**, p. 1–8, mar. 2014.

KONESWARAN, G.; NIERENBERG, D. Global farm animal production and global warming: impacting and mitigating climate change. **Environmental Health Perspectives**, v. 116, n. 5, p. 578–82, maio 2008.

KOTTEK, M. et al. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, p. 259–263, 2006.

KRISTENSEN, T. et al. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. **Livestock Science**, v. 140, n. 1-3, p. 136–148, set. 2011.

LAL, R. Carbon sequestration. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 363, n. 1492, p. 815–30, 27 fev. 2008.

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, v. 123, n. 1-2, p. 1–22, nov. 2004.

LE QUÉRÉ, C. et al. Global carbon budget 2014. **Earth System Science Data**, v. 7, p. 521–610, 2014.

LEHUGER, S.; GABRIELLE, B.; GAGNAIRE, N. Environmental impact of the substitution of imported soybean meal with locally-produced rapeseed meal in dairy cow feed. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 6, p. 616–624, abr. 2009.

LÉIS, C. M. DE. **Desempenho ambiental de três sistemas de produção de leite no Sul do Brasil pela abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida**. 2013. 133 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

MACHADO FILHO, L. C. . Conceituando o “tempo ótimo de repouso” em Pastoreio Racional Voisin. **Cadernos de Agroecologia**, v. 6, n. 1, p. 1–2, 2011.

MACHADO FILHO, LUIZ CARLOS MACHADO, T. M. P.; HÖTZEL, M. J.; KOPPANY, G. **Produção intensiva de suínos em pastagens**. I Simpósio Nacional Sobre Produção Animal e Ambiente. **Anais...** Belo Horizonte: UFMG, 2007

MACHADO, L. C. P. **Pastoreio Racional Voisin: tecnologia agroecológica para o terceiro milênio**. 2nd. ed. São Paulo: Expressão Popular, 2010. p. 376

MACHADO, L. C. P.; MACHADO FILHO, L. C. P. **A dialética da Agroecologia**. 1st. ed. São Paulo: Expressão Popular, 2014. p. 360

MATSUURA, S. et al. Seasonal carbon dynamics and the effects of manure application on carbon budget of a managed grassland in a temperate, humid region in Japan. **Grassland Science**, p. n/a–n/a, 17 fev. 2014.

MELADO, J. Pastagem ecológica e serviços ambientais da pecuária sustentável. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 2, p. 1777–1783, 2007.

MENDES, N. C. **Métodos e modelos de caracterização para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil**. 2013. 149 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Produção e Área de concentração em Processos e Gestão de Operações. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos. 2013.

MENESES, M.; PASQUALINO, J.; CASTELLS, F. Environmental assessment of the milk life cycle: the effect of packaging selection and the variability of milk production data. **Journal of Environmental Management**, v. 107, p. 76–83, 30 set. 2012.

MEUL, M. et al. Potential of life cycle assessment to support environmental decision making at commercial dairy farms. **Agricultural Systems**, v. 131, p. 105–115, nov. 2014.

MILANI, F. X.; NUTTER, D.; THOMA, G. Invited review: Environmental impacts of dairy processing and products: a review. **Journal of Dairy Science**, v. 94, n. 9, p. 4243–54, set. 2011.

MODERNEI, P.; ASTIGARRAGA, L.; PICASSO, V. Global versus local environmental impacts of grazing and confined beef production systems. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 3, p. 035052, 1 set. 2013.

MOGENSEN, L. et al. Method for calculating carbon footprint of cattle feeds – including contribution from soil carbon changes and use of cattle manure. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 40–51, jun. 2014.

MORENO, J. M. **Avaliação dos impactos ambientais do manejo agroecológico de pastagens: balanço energético e sequestro de carbono**. 2011. 93 p. Dissertação (Mestre em Desenvolvimento Local) Programa de Pós- Graduação Mestrado em Desenvolvimento Local, Centro Universitário Augusto Motta, Rio de Janeiro. 2011.

MORIN, E. **O método 1. A natureza da natureza**. Porto Alegre: Sulina, 2003. p. 479

MÜLLER-LINDENLAUF, M.; DEITTERT, C.; KÖPKE, U. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. **Livestock Science**, v. 128, n. 1-3, p. 140–148, mar. 2010.

NEMECEK, T.; KÄGI, T. **Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems**. Final report Ecoinvent v2.0 No. 15a. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, CH. Available in: [www.ecoinvent.ch](http://www.ecoinvent.ch).

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 8, p. 756–766, maio 2010.

NGUYEN, T. T. H. et al. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. **Livestock Science**, v. 145, n. 1-3, p. 239–251, maio 2012.

NGUYEN, T. T. H. et al. Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. **Journal of Environmental Management**, v. 120, p. 127–37, 15 maio 2013.

NILSSON, K. et al. Comparative life cycle assessment of margarine and butter consumed in the UK, Germany and France. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 9, p. 916–926, 26 ago. 2010.

NRC. **Requirements of Dairy Cattle Seventh. Revised Edition**. 7th. ed. Washington, D.C., USA: National Academy Press, 2001.

NUTTER, D. W. et al. Greenhouse gas emission analysis for USA fluid milk processing plants: Processing, packaging, and distribution. **International Dairy Journal**, v. 31, p. S57–S64, 2013.

O'BRIEN, D. et al. The effect of methodology on estimates of greenhouse gas emissions from grass-based dairy systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 141, n. 1-2, p. 39–48, abr. 2011.

O'BRIEN, D. et al. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. **Agricultural Systems**, v. 107, p. 33–46, mar. 2012.

O'BRIEN, D. et al. A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. **Journal of Dairy Science**, v. 97, n. 3, p. 1835–51, mar. 2014.

OGINO, A. et al. Environmental impacts of a Japanese dairy farming system using whole-crop rice silage as evaluated by life cycle assessment. **Animal Science Journal**, v. 79, n. 6, p. 727–736, dez. 2008.

OISHI, K. et al. Economic and environmental impacts of changes in culling parity of cows and diet composition in Japanese beef cow–calf production systems. **Agricultural Systems**, v. 115, p. 95–103, fev. 2013.

OLSZENSWSKI, F. T. **Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em sistema semi extensivo e intensivo: estudo aplicado**. 2011. 198 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brazil, 2011.

PALERMO, G. C. A. L. A. D.; FREITAS, M. A. V. Reduction of emissions from Brazilian cattle raising and the generation of energy : Intensification and confinement potentials. **Energy Policy**, v. 68, p. 28–38, 2014.

PELLETIER, N.; PIROG, R.; RASMUSSEN, R. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 6, p. 380–389, jul. 2010.

PEREIRA, M. F. S. et al. Ciclagem do carbono do solo nos sistemas de plantio direto e convencional. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v. 8, n. 1, p. 21–32, 2013.

PETERS, G. M. et al. Accounting for water use in Australian red meat production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 15, n. 3, p. 311–320, 13 fev. 2010a.

PETERS, G. M. et al. Red meat production in australia: life cycle assessment and comparison with overseas studies. **Environmental science & technology**, v. 44, n. 4, p. 1327–32, 15 fev. 2010b.

PETERSEN, B. M. et al. An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. **Journal of Cleaner Production**, v. 52, p. 217–224, ago. 2013.

PICASSO, V. D. et al. Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. **Meat Science**, v. 98, n. 3, p. 346–54, nov. 2014.

PRADO, A. DEL et al. Modelling the interactions between C and N farm balances and GHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain. **Science of the Total Environment**, v. 465, p. 156–165, 2013.

PRIMAVESI, O. et al. Metano entérico de bovinos leiteiros em condições tropicais brasileiras Dairy cattle enteric methane measured in Brazilian tropical conditions. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 3, p. 277–283, 2004.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V. et al. Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 9, p. 1831–9, set. 2010.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V. et al. Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: an LCA approach. **Journal of Environmental Management**, v. 133, p. 222–31, 15 jan. 2014.

REBITZER, G. et al. Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 701–20, jul. 2004.

REDIN, M. **Produção de biomassa, composição química e decomposição de resíduos culturais da parte aérea e raízes no solo**. 2014. 114 p. Tese (doutorado) - Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós- Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, RS, 2014.

REDIN, M. et al. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. **Plant and Soil**, v. 378, n. 1-2, p. 205–214, 17 jan. 2014.

REEDER, J. D.; SCHUMAN, G. E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. **Environmental Pollution**, v. 116, n. 3, p. 457–63, jan. 2002.

RIDOUTT, B. G. et al. Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 2, p. 165–175, 30 nov. 2012.

RIDOUTT, B. G. et al. Carbon, water and land use footprints of beef cattle production systems in southern Australia. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 24–30, jun. 2014.

ROER, A.-G. et al. Environmental impacts of combined milk and meat production in Norway according to a life cycle assessment with



expanded system boundaries. **Livestock Science**, v. 155, n. 2-3, p. 384–396, ago. 2013.

RÖÖS, E.; EKELUND, L.; TJÄRNEMO, H. Communicating the environmental impact of meat production: challenges in the development of a Swedish meat guide. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 154–164, jun. 2014.

RÖÖS, E. et al. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? **Ecological Indicators**, v. 24, p. 573–581, jan. 2013.

ROTZ, C. A.; MONTES, F.; CHIANESE, D. S. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. **Journal of Dairy Science**, v. 93, n. 3, p. 1266–82, mar. 2010.

ROY, P. et al. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, v. 90, n. 1, p. 1–10, jan. 2009.

ROY, P. et al. Life cycle of meats: an opportunity to abate the greenhouse gas emission from meat industry in Japan. **Journal of Environmental Management**, v. 93, n. 1, p. 218–24, jan. 2012.

RUVIARO, C. F. et al. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 9–24, jun. 2012.

RUVIARO, C. F. et al. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. **Journal of Cleaner Production**, jan. 2014.

SAVORY, A.; BUTTERFIELD, J. **Holistic Management: A new framework for decision making**. 2nd. ed. Washington, D.C.: Island Press, 1999. p. 616

SCHADER, C. et al. Quantification of the effectiveness of GHG mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. **Journal of Cleaner Production**, 2013.

SCHMITT, A. L.; MURPHY, W. Management of intensive grazing: when grazing behavior and milk yield are modified by an alternative paddock system. **Advances in Animal Biosciences**, v. 1, n. 02, p. 430–431, 8 nov. 2010.

SILVEIRA, M. C. A. C. **O efeito de altas cargas instantâneas em Pastoreio Racional Voisin no comportamento de pastoreio, pastagem e solo e da massagem do úbere ao final da ordenha na incidência de mastite**. 2002. 92 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

SILVEIRA, M. L. et al. Short-term effects of grazing intensity and nitrogen fertilization on soil organic carbon pools under perennial grass pastures in the southeastern USA. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 58, p. 42–49, mar. 2013.

SJAUNJA, L. et al. **A Nordic proposal for an Energy Corrected Milk (ECM) formula**. Proceedings of the 27th Bienal Session of the International Committee for Animal Recording (ICAR). **Anais...** Paris, France.: EAAP Publication., 1990a

SJAUNJA, L. O. et al. **Measurement of the total energy content of cow's milk and the energy value of milk fat and milk protein**. Proceedings of the 27th Bienal Session of the International Committee for Animal Recording (ICAR). **Anais...** Paris, France: EAAP Publication, 1990b

SMITH, A. M.; COOK, R. J. Implications of ethylene production by bacteria for biological balance of soil. **Nature**, v. 252, p. 703 – 705, 1974.

SMITH, P. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? **Global Change Biology**, v. 20, n. 9, p. 2708–2711, set. 2014.

SOMMER, R.; BOSSIO, D. Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. **Journal of Environmental Management**, v. 144, p. 83–7, 1 nov. 2014.

SORDI, A. et al. Estoque de carbono do solo, sob diferentes sistemas de uso da terra. **Unochapecó**, n. 1, p. 1–6, 2009.

SOUSSANA, J. F. et al. Full accounting of the greenhouse gas (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub>) budget of nine European grassland sites. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 121, n. 1-2, p. 121–134, jun. 2007.

SOUSSANA, J. F.; TALLEC, T.; BLANFORT, V. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. **Animal**, v. 4, n. 3, p. 334–50, mar. 2010.

SOUZA, L. L. DE; RIBAS, C. E. D. Proposal of an index of conformity to Voisin Rational Grazing (VRG) – study in the settlement Antonio Tavares, São Miguel do Iguaçu, PR. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 1, n. 2, p. 17–25, 2011.

SPIELMANN, M. et al. **Transport Services**. Ecoinvent report No. 14. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007. 237 p.

STEINBEISS, S. et al. Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. **Global Change Biology**, v. 14, n. 12, p. 2937–2949, dez. 2008.

STEINFELD, H. et al. **Livestock's long shadow. Environmental Issues and Options**. Environmental Issues and Options. FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 2006. 416 p.

STOCKMANN, U. et al. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 164, n. 2013, p. 80–99, jan. 2013.

SUH, S.; HUPPES, G. Methods for Life Cycle Inventory of a product. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 7, p. 687–697, jun. 2005.

TAN, M. Q. B.; TAN, R. B. H.; KHOO, H. H. Prospects of carbon labelling – a life cycle point of view. **Journal of Cleaner Production**, v. 72, p. 76–88, jun. 2014.

TANENTZAP, A. J.; COOMES, D. A. Carbon storage in terrestrial ecosystems: do browsing and grazing herbivores matter? **Biological**

**reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 87, n. 1, p. 72–94, fev. 2012.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2 ed. Departamento de Solos, UFRGS, Porto Alegre. 1995. 174 p.

THOMA, G. et al. Regional analysis of greenhouse gas emissions from USA dairy farms: A cradle to farm-gate assessment of the American dairy industry circa 2008. **International Dairy Journal**, v. 31, p. S29–S40, abr. 2013a.

THOMA, G. et al. Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008. **International Dairy Journal**, v. 31, p. S3–S14, abr. 2013b.

THOMA, G.; JOLLIET, O.; WANG, Y. A biophysical approach to allocation of life cycle environmental burdens for fluid milk supply chain analysis. **International Dairy Journal**, v. 31, p. S41–S49, 2013.

THOMASSEN, M. A. et al. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. **Agricultural Systems**, v. 96, n. 1-3, p. 95–107, mar. 2008a.

THOMASSEN, M. A. et al. Attributional and consequential LCA of milk production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 4, p. 339–349, 1 maio 2008b.

THOMASSEN, M. A. et al. Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. **Ecological Economics**, v. 68, n. 8-9, p. 2278–2284, jun. 2009.

TILMAN, D. The greening of the green revolution. **Nature**, v. 396, p. 211–212, 1998.

TILMAN, D. et al. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. **Science (New York, N.Y.)**, v. 294, n. 5543, p. 843–5, 26 out. 2001.

TOMA, Y. et al. Soil carbon stocks and carbon sequestration rates in seminatural grassland in Aso region, Kumamoto, Southern Japan. **Global Change Biology**, v. 19, n. 6, p. 1676–87, jun. 2013.

TREYER, K.; BAUER, C. Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database—part I: electricity generation. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 3, 27 nov. 2013.

TREYER, K.; BAUER, C. Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database—part II: electricity markets. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 28 jan. 2014.

TUOMISTO, H. L.; DE MATTOS, M. J. T. Environmental impacts of cultured meat production. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 14, p. 6117–23, 15 jul. 2011.

UBERTI, A. A. A. **Santa Catarina : proposta de divisão territorial em regiões edafoambientais homogêneas**. 2005. 185 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina, Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil. 2005.

UPTON, J. et al. Energy demand on dairy farms in Ireland. **Journal of Dairy Science**, v. 96, p. 6489–6498, 2013.

VAN DER WERF, H. M. G.; KANYARUSHOKI, C.; CORSON, M. S. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 11, p. 3643–52, ago. 2009.

VAN MIDDELAAR, C. E. et al. Eco-efficiency in the production chain of Dutch semi-hard cheese. **Livestock Science**, v. 139, n. 1-2, p. 91–99, jul. 2011.

VAN MIDDELAAR, C. E. et al. Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming: The level of analysis matters. **Agricultural Systems**, v. 121, p. 9–22, out. 2013.

VERGÉ, X. P. C. et al. Greenhouse gas emissions from the Canadian beef industry. **Agricultural Systems**, v. 98, n. 2, p. 126–134, set. 2008.

VERGÉ, X. P. C. et al. Carbon footprint of Canadian dairy products: calculations and issues. **Journal of Dairy Science**, v. 96, n. 9, p. 6091–104, set. 2013.

VEYSSET, P. et al. Variability in greenhouse gas emissions , fossil energy consumption and farm economics in suckler beef production in 59 French farms. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 188, p. 180–191, 2014.

VEYSSET, P.; LHERM, M.; BÉBIN, D. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: Model-based analysis and forecasts. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 1, p. 41–50, jan. 2010.

VINCENZI, M. L. **Fatores essenciais para o sucesso da sobre-semeadura de espécies de inverno em campos naturais e naturalizados**. Reunião do grupo técnico em forrageiras do Cone Sul, XVII, Zona Campos. **Anais...**Lages, SC: EPAGRI, 1997

VOISIN, A. **Grass Productivity**. London: Island Press, 1961. p. 353

WEILER, V. et al. Handling multi-functionality of livestock in a life cycle assessment: the case of smallholder dairying in Kenya. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 8, p. 29–38, out. 2014.

WENDLING, A. V. PRV aumenta a fertilidade do solo. **Cadernos de Agroecologia**, v. 6, n. 1, p. 1, 2011.

WENDLING, A. V.; RIBAS, C. E. D. C. Voisin's rational grazing – conformity indices (CI-VRG). **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 8, n. 3, p. 26–38, 2013.

WIEDEMANN, S. G. et al. Resource use and greenhouse gas intensity of Australian beef production: 1981–2010. **Agricultural Systems**, nov. 2014.

WILLIAMS, S. R. O. et al. Reducing methane on-farm by feeding diets high in fat may not always reduce life cycle greenhouse gas emissions. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 69–78, 19 jul. 2014.

YAN, M.-J.; HUMPHREYS, J.; HOLDEN, N. M. An evaluation of life cycle assessment of European milk production. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 3, p. 372–9, mar. 2011.

YAN, M.-J.; HUMPHREYS, J.; HOLDEN, N. M. The carbon footprint of pasture-based milk production: can white clover make a difference? **Journal of Dairy Science**, v. 96, n. 2, p. 857–65, fev. 2013.

ZAKS, D. P. M. et al. Producer and consumer responsibility for greenhouse gas emissions from agricultural production—a perspective from the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 4, n. 4, p. 044010, 17 out. 2009.

ZANGHELINI, G. M. **Estudo de Cenários de Pós-Uso para um Compressor de Ar Baseado na Avaliação do Ciclo de Vida: Influências da Fronteira do Sistema nos Resultados**. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.

ZEHEMEIER, M. et al. The impact of uncertainties on predicted greenhouse gas emissions of dairy cow production systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 116–124, jun. 2014.

ZONDERLAND-THOMASSEN, M. A.; LIEFFERING, M.; LEDGARD, S. F. Water footprint of beef cattle and sheep produced in New Zealand: water scarcity and eutrophication impacts. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, p. 253–262, jun. 2014.

## ANEXO A- FATORES DE CARACTERIZAÇÃO

Abaixo encontram-se os fatores de caracterização do método ReCiPe Midpoint Hieraquizado, com a adição da categoria de demanda acumulada de energia (Cumulative Energy Demand – CED 1.08), obtidos a partir do software Simapro 8.0.2. Este software foi disponibilizado por meio do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) da UFSC, apenas para fins educacionais.

Categoria de impacto	Mudança Climática	Emissão	Número CAS	Valor	Unidade equivalente
Ar	(não especificado)	1-Propanol, 3,3,3-trifluoro-2,2-bis(trifluoromethyl)-, HFE-7100	014117-17-0	297	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Butane, 1,1,1,3,3-pentafluoro-, HFC-365mfc	000406-58-6	794	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Butane, perfluoro-	000355-25-9	8860	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Butane, perfluorocyclo-, PFC-318	000115-25-3	10300	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Carbon dioxide	000124-38-9	1	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Carbon dioxide, fossil	000124-38-9	1	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Carbon dioxide, land transformation	000124-38-9	1	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Chloroform	000067-66-3	31	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Dimethyl ether	000115-10-6	1	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Dinitrogen monoxide	010024-97-2	298	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142b	000075-68-3	2310	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1-chloro-2,2,2-trifluoro-(difluoromethoxy)-, HCFE-235da2	026675-46-7	350	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b	001717-00-6	725	kg CO2 eq / kg



Ar	(não especificado)	Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	000075-37-6	124	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	000071-55-6	146	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HFC-143a	000420-46-2	4470	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	000811-97-2	1430	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	000076-13-1	6130	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,1,2-trifluoro-, HFC-143	000430-66-0	353	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,1,2,2-tetrafluoro-, HFC-134	000359-35-3	1100	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,2-dibromotetrafluoro-, Halon 2402	000124-73-2	1640	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	000076-14-2	10000	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 1,2-difluoro-, HFC-152	000624-72-6	53	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124	002837-89-0	609	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-123	000306-83-2	77	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115	000076-15-3	7370	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, fluoro-, HFC-161	000353-36-6	12	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, hexafluoro-, HFC-116	000076-16-4	12200	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ethane, pentafluoro-, HFC-125	000354-33-6	3500	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,1-trifluoromethyl methyl-, HFE-143a	000421-14-7	756	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-347mcc3	000406-78-0	575	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,2,2-	000406-	374	kg CO2 eq /

	especificado)	Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-347mcf2	78-0		kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-347pcf2	000406-78-0	580	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl methyl-, HFE-254cb2	000425-88-7	359	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356mec3	000382-34-3	101	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356pcc3	000382-34-3	110	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356pcf2	000382-34-3	265	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,1,2,3,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356pcf3	000382-34-3	502	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,2,2-trifluoroethyl trifluoromethyl-, HFE-236ea2	084011-06-3	989	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 1,2,2-trifluoroethyl trifluoromethyl-, HFE-236fa	084011-06-3	487	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, 2,2,3,3,3-Pentafluoropropyl methyl-, HFE-365mcf3	000378-16-5	11	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, di(difluoromethyl), HFE-134	001691-17-4	6320	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245cb2	001885-48-9	708	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245fa1	001885-48-9	286	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245fa2	001885-48-9	659	kg CO2 eq / kg
Ar	(não	Ether, ethyl 1,1,2,2-	000512-	557	kg CO2 eq /

	especificado)	tetrafluoroethyl-, HFE-374pc2	51-6		kg
Ar	(não especificado)	Ether, nonafluorobutane ethyl-, HFE569sf2 (HFE-7200)	163702-05-4	59	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Ether, pentafluoromethyl-, HFE-125	003822-68-2	14900	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Hexane, perfluoro-	000355-42-0	9300	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	HFE-227EA	002356-62-9	1540	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	HFE-236ca12 (HG-10)	078522-47-1	2800	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	HFE-263fb2	000460-43-5	11	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	HFE-329mcc2	067490-36-2	919	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	HFE-338mcf2	156053-88-2	552	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	HFE-338pcc13 (HG-01)	188690-78-0	1500	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	HFE-43-10pccc124 (H-Galden1040x)		1870	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Hydrocarbons, chlorinated		10,6	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane	000074-82-8	25	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, biogenic	000074-82-8	22,3	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, bromo-, Halon 1001	000074-83-9	5	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	000353-59-3	1890	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, bromodifluoro-, Halon 1201	001511-62-2	404	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	000075-63-8	7140	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	000075-45-6	1810	kg CO2 eq / kg
Ar	(não	Methane,	000075-	14400	kg CO2 eq /

	especificado)	chlorotrifluoro-, CFC-13	72-9		kg
Ar	(não especificado)	Methane, dibromo-	000074-95-3	1,54	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, dichloro-, HCC-30	000075-09-2	8,7	kg CO2 eq / kg
Água	(não especificado)	Methane, dichloro-, HCC-30	000075-09-2	8,7	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	000075-71-8	10900	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	000075-43-4	151	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, difluoro-, HFC-32	000075-10-5	675	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, fluoro-, HFC-41	000593-53-3	92	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, fossil	000074-82-8	25	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, iodotrifluoro-	002314-97-8	0,4	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, monochloro-, R-40	000074-87-3	13	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, tetrachloro-, CFC-10	000056-23-5	1400	kg CO2 eq / kg
Água	(não especificado)	Methane, tetrachloro-, CFC-10	000056-23-5	1400	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, tetrafluoro-, CFC-14	000075-73-0	7390	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, trichlorofluoro-, CFC-11	000075-69-4	4750	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Methane, trifluoro-, HFC-23	000075-46-7	14800	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Nitrogen fluoride	007783-54-2	17200	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Pentane, 2,3-dihydroperfluoro-, HFC-4310mee	138495-42-8	1640	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Pentane, perfluoro-	000678-26-2	9160	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	PFC-9-1-18		7500	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	PFPME		10300	kg CO2 eq / kg

Ar	(não especificado)	Propane, 1,1,1,2,2,3-hexafluoro-, HFC-236cb	000677-56-5	1340	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Propane, 1,1,1,2,3,3-hexafluoro-, HFC-236ea	000431-63-0	1370	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Propane, 1,1,1,2,3,3,3-heptafluoro-, HFC-227ea	000431-89-0	3220	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Propane, 1,1,1,3,3-pentafluoro-, HFC-245fa	000460-73-1	1030	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Propane, 1,1,1,3,3,3-hexafluoro-, HCFC-236fa	000690-39-1	9810	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Propane, 1,1,2,2,3-pentafluoro-, HFC-245ca	000679-86-7	693	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Propane, 1,3-dichloro-1,1,2,2,3-pentafluoro-, HCFC-225cb	000507-55-1	595	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Propane, 3,3-dichloro-1,1,1,2,2-pentafluoro-, HCFC-225ca	000422-56-0	122	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Propane, perfluoro-	000076-19-7	8830	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Sulfur hexafluoride	002551-62-4	22800	kg CO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Trifluoromethylsulfur pentafluoride	000373-80-8	17700	kg CO2 eq / kg
Categoria de impacto	Acidificação terrestre	Emissão			
Ar	(não especificado)	Ammonia	007664-41-7	2,45	kg SO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Nitrogen dioxide	010102-44-0	0,56	kg SO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Nitrogen oxides	011104-93-1	0,56	kg SO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Sulfur dioxide	007446-09-5	1	kg SO2 eq / kg
Ar	(não especificado)	Sulfur monoxide		1	kg SO2 eq / kg
Categoria de impacto	Eutrofização de água doces	Emissão			

Solo	(não especificado)	Fertiliser, applied (P component)		0,053	kg P eq / kg
Solo	(não especificado)	Manure, applied (P component)		0,05	kg P eq / kg
Água	(não especificado)	Phosphate	014265-44-2	0,33	kg P eq / kg
Água	oceano	Phosphate	014265-44-2	0	kg P eq / kg
Solo	(não especificado)	Phosphate	014265-44-2	0,33	kg P eq / kg
Água	(não especificado)	Phosphoric acid	007664-38-2	0,32	kg P eq / kg
Água	oceano	Phosphoric acid	007664-38-2	0	kg P eq / kg
Solo	(não especificado)	Phosphoric acid	007664-38-2	0,32	kg P eq / kg
Água	(não especificado)	Phosphorus	007723-14-0	1	kg P eq / kg
Água	oceano	Phosphorus	007723-14-0	0	kg P eq / kg
Solo	(não especificado)	Phosphorus	007723-14-0	1	kg P eq / kg
Água	(não especificado)	Phosphorus pentoxide	001314-56-3	0,44	kg P eq / kg
Água	oceano	Phosphorus pentoxide	001314-56-3	0	kg P eq / kg
Solo	(não especificado)	Phosphorus pentoxide	001314-56-3	0,44	kg P eq / kg
Água	(não especificado)	Phosphorus, total		1	kg P eq / kg
Água	oceano	Phosphorus, total		0	kg P eq / kg
Solo	(não especificado)	Phosphorus, total		1	kg P eq / kg
Categoria de impacto	Eutrofização marinha	Emissão			
Ar	(não especificado)	Ammonia	007664-41-7	0,092	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Ammonia	007664-41-7	0,824	kg N eq / kg
Água	oceano	Ammonia	007664-41-7	0	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Ammonia, as N	007664-41-7	1	kg N eq / kg
Água	oceano	Ammonia, as N	007664-	0	kg N eq / kg

			41-7		
Ar	(não especificado)	Ammonium, ion	014798-03-9	0,087	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Ammonium, ion	014798-03-9	0,78	kg N eq / kg
Água	oceano	Ammonium, ion	014798-03-9	0	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Cyanide	000057-12-5	0,54	kg N eq / kg
Água	oceano	Cyanide	000057-12-5	0	kg N eq / kg
Solo	(não especificado)	Fertiliser, applied (N component)		0,073	kg N eq / kg
Solo	(não especificado)	Manure, applied (N component)		0,079	kg N eq / kg
Ar	(não especificado)	Nitrate	014797-55-8	0,028	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Nitrate	014797-55-8	0,23	kg N eq / kg
Água	oceano	Nitrate	014797-55-8	0	kg N eq / kg
Ar	(não especificado)	Nitric oxide	010102-43-9	0,06	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Nitrite	014797-65-0	0,3	kg N eq / kg
Água	oceano	Nitrite	014797-65-0	0	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Nitrogen	007727-37-9	1	kg N eq / kg
Água	oceano	Nitrogen	007727-37-9	0	kg N eq / kg
Ar	(não especificado)	Nitrogen dioxide	010102-44-0	0,039	kg N eq / kg
Ar	(não especificado)	Nitrogen oxides	011104-93-1	0,039	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Nitrogen, organic bound	007727-37-9	1	kg N eq / kg
Água	oceano	Nitrogen, organic bound	007727-37-9	0	kg N eq / kg
Água	(não especificado)	Nitrogen, total		1	kg N eq / kg
Água	oceano	Nitrogen, total		0	kg N eq / kg
Categoria de impacto	Ocupação de terras agrícolas				

Bruto	(não especificado)	Occupation, arable		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, arable, integrated		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, arable, non-irrigated		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, arable, non-irrigated, diverse-intensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, arable, non-irrigated, fallow		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, arable, non-irrigated, monotone-intensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, arable, organic		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, forest		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, forest, extensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, forest, intensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, forest, intensive, clear-cutting		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, forest, intensive, normal		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, forest, intensive, short-cycle		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, heterogeneous, agricultural		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, pasture and meadow		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, pasture and meadow, extensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, pasture and meadow, intensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, pasture and meadow, organic		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, permanent crop		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, permanent crop, fruit		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, permanent crop, fruit, extensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não	Occupation, permanent		1	m2a / m2a



	especificado)	crop, fruit, intensive			
Bruto	(não especificado)	Occupation, permanent crop, vine		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, permanent crop, vine, extensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, permanent crop, vine, intensive		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, shrub land, sclerophyllous		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, tropical rain forest		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, unknown		0,4	m2a / m2a
Categoria de impacto	Ocupação de terras urbanas				
Bruto	(não especificado)	Occupation, construction site		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, dump site		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, dump site, benthos		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, industrial area		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, industrial area, benthos		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, industrial area, built up		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, industrial area, vegetation		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, mineral extraction site		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, traffic area		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, traffic area, rail network		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, traffic area, rail/road embankment		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, traffic area, road embankment		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, traffic area, road network		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, unknown		0,6	m2a / m2a

Bruto	(não especificado)	Occupation, urban, continuously built		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, urban, discontinuously built		1	m2a / m2a
Bruto	(não especificado)	Occupation, urban, green areas		1	m2a / m2a
Categoria de impacto	Demanda acumulada de energia				
Bruto	(não especificado)	Biomass, feedstock		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Coal, 18 MJ per kg		18	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Coal, 26.4 MJ per kg		26,4	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Coal, 29.3 MJ per kg		29,3	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Coal, brown		9,9	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Coal, brown, 10 MJ per kg		10	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Coal, brown, 8 MJ per kg		8	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Coal, feedstock, 26.4 MJ per kg		26,4	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Coal, hard		19,1	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Energy, from biomass		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from coal		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from coal, brown		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from gas, natural		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from hydro power		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from hydrogen		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from oil		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from peat		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from sulfur		1	MJ / MJ

Bruto	(não especificado)	Energy, from uranium		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, from wood		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, geothermal		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, geothermal, converted		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, gross calorific value, in biomass		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, gross calorific value, in biomass, primary forest		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, kinetic (in wind), converted		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, potential (in hydropower reservoir), converted		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, solar, converted		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Energy, unspecified		1	MJ / MJ
Bruto	(não especificado)	Gas, mine, off-gas, process, coal mining/kg	008006-14-2	49,8	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Gas, mine, off-gas, process, coal mining/m3	008006-14-2	39,8	MJ / m3
Bruto	(não especificado)	Gas, natural, 30.3 MJ per kg	008006-14-2	30,3	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Gas, natural, 35 MJ per m3	008006-14-2	35	MJ / m3
Bruto	(não especificado)	Gas, natural, 36.6 MJ per m3	008006-14-2	36,6	MJ / m3
Bruto	(não especificado)	Gas, natural, 46.8 MJ per kg	008006-14-2	46,8	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Gas, natural, feedstock, 35 MJ per m3	008006-14-2	35	MJ / m3
Bruto	(não especificado)	Gas, natural, feedstock, 46.8 MJ per kg	008006-14-2	46,8	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Gas, natural/m3	008006-14-2	38,3	MJ / m3
Bruto	(não especificado)	Gas, off-gas, oil production		39,8	MJ / m3
Bruto	(não especificado)	Gas, petroleum, 35 MJ per m3		35	MJ / m3
Bruto	(não especificado)	Methane	000074-	35,9	MJ / kg

	especificado)		82-8		
Bruto	(não especificado)	Oil, crude		45,8	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Oil, crude, 38400 MJ per m3		38400	MJ / m3
Bruto	(não especificado)	Oil, crude, 41 MJ per kg		41	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Oil, crude, 42 MJ per kg		42	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Oil, crude, 42.6 MJ per kg		42,6	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Oil, crude, 42.7 MJ per kg		42,7	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Oil, crude, feedstock, 41 MJ per kg		41	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Oil, crude, feedstock, 42 MJ per kg		42	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Peat		13	MJ / kg
Bruto	biótico	Peat		9	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Uranium	007440-61-1	560000	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Uranium ore, 1.11 GJ per kg		1110	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Uranium, 2291 GJ per kg	007440-61-1	229100	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Uranium, 451 GJ per kg	007440-61-1	451000	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Uranium, 560 GJ per kg	007440-61-1	560000	MJ / kg
Bruto	(não especificado)	Water, barrage	007732-18-5	0,01	MJ / kg